

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Influência de práticas de manejo de solo sobre os
macroinvertebrados aquáticos de córregos: ênfase
para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas
adjacentes

Juliano José Corbi

São Carlos – SP
2006

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Influência de práticas de manejo de solo sobre os
macroinvertebrados aquáticos de córregos: ênfase
para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas
adjacentes

Juliano José Corbi

Tese de Doutorado apresentada ao
programa de Pós-graduação em
Ecologia e Recursos Naturais do Centro
de Ciências Biológicas e da Saúde da
Universidade Federal de São Carlos,
como parte dos requisitos para obtenção
do Título de Doutor em Ciências.

São Carlos – SP
2006

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

C789ip

Corbi, Juliano José.

Influência de práticas de manejo de solo sobre os macroinvertebrados aquáticos de córregos: ênfase para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes / Juliano José Corbi. -- São Carlos : UFSCar, 2006.

92 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2006.

1. Interrelação específica de organismo e meio ambiente.
2. Macroinvertebrados bentônicos. 3. Córregos. I. Título.

CDD: 574.522 (20^a)

Susana Trivinho Strixino (O)

Giovanni Strixino (CO)

Dedico este trabalho à
minha família e a todas as
pessoas que me deram
forças nesse período de
estudo

Agradecimentos

A Prof.^a. Dr.^a Susana Trivinho Strixino por todos os ensinamentos sobre os macroinvertebrados aquáticos e pelas lições de vida.

Aos meus pais Pedro e Isabel pela minha formação como pessoa, pela confiança e apoio. Aos meus irmãos Carla e Pedro pelos importantes aprendizados e força. Ao Ruan, meu sobrinho, por me mostrar a vida. Aos meus tios Toninha e Dorlan pelos ensinamentos. A Dona Vera, Sr. Milton, Márcio, Marta e Mylena, por existir.

A Vanessa, por todo seu amor, carinho, compreensão e lições que foram e são muito importantes na nossa caminhada juntos.

A Prof.^a Dr.^a Alaíde Ap. Fonseca Gessner pela amizade, ajuda, incentivo, críticas e sugestões para a elaboração deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Roberto da Gama Alves, pela confiança, apoio em todos os momentos desde a graduação até o Doutorado e ensinamentos sobre Ecologia que foram muito importantes na minha formação.

Aos Drs. Júlio César Rocha e Ademir dos Santos (UNESP) pelo auxílio nas análises de metais, pelos ensinamentos durante o Doutorado e pelos bons momentos.

A Prof. Dra. Maria Olímpia e ao Dr. Marcelo Del Grande (USP) pelo auxílio nas análises de organoclorados.

Ao Prof. Dr. José Roberto Verani, ao Mateus Pepinelli, ao Fabio Roque e ao Tadeu Siqueira pelo auxílio com os programas estatísticos.

Aos membros que participaram do exame de Qualificação, Prof. Dr. Giovanni Strixino, Prof. Dra. Alaíde Ap. Fonseca Gessner e Prof. Dra. Odete Rocha pelas sugestões, que foram de grande valia na elaboração da Tese.

Ao técnico Fábio Lourenço Villaverde pela amizade e ajuda nos trabalhos de laboratório.

Aos amigos: Capilé, Fábio, Heliana, Liriane, Lívia, Marcia, Marlon, Mateus, Melissa, Rodrigo (Tininho), Suzana, Tadeu e Zezinho, pelo companheirismo e amizade no laboratório ou fora dele. Aos amigos do Instituto de Química da UNESP (Araraquara) pelos bons momentos no futebol às sextas-feiras.

Aos técnicos: José Valdecir (Zezinho) e Juriti, pelo auxílio nas atividades de laboratório.

Ao Sr. Luis Carlos Zanin (DAEE), pelo auxílio com os mapas de Araraquara e região e apoio para a realização desse trabalho.

Aos professores do PPG-ERN pelos ensinamentos, e ao pessoal da Secretaria do PPG-ERN pela prestatividade e auxílio.

A CAPES e ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar, por me apoiarem e me concederem auxílio financeiro para a realização deste trabalho.

Ao meu querido Avô, Giácomo Guidelli (*in memoriam*) por toda a nossa amizade, pelas longas conversas até tarde da noite, risadas, brincadeiras e ensinamentos muito importantes sobre a vida, que contribuíram muito na minha formação.

E principalmente a Deus por me conceder a vida, sem Ele eu não estaria aqui.

Sumário

A	Lista de Tabelas	
B	Lista de Figuras	
C	Resumo	
D	Abstract	
1.	Introdução	16
1.1.	A água e os ecossistemas aquáticos continentais	16
1.2.	A expansão agrícola no Brasil	18
1.3.	Cultivo da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, os metais e os organoclorados	19
1.4.	Macroinvertebrados aquáticos de ambientes lóticos	23
2.	Objetivo	25
3.	Materiais e métodos	26
3.1.	Local de Estudo	26
3.1.1.	Características gerais dos córregos	27
3.2.	Macroinvertebrados aquáticos	37
3.2.1.	Amostragem	37
3.2.2.	Processamento das amostras e identificação dos organismos	38
3.3.	Tratamento das amostras de água	38
3.3.1.	Variáveis físicas e químicas na água	38
3.3.2.	Nutrientes totais e dissolvidos	38
3.3.3.	Material em suspensão	39
3.4.	Tratamento das amostras de sedimento	39
3.4.1.	Matéria orgânica	39
3.4.2.	Metais e organoclorados	40
3.4.2.1.	Amostragem e material utilizado	40
3.4.2.2.	Extração e análise	41
3.5.	Análise dos resultados	42
3.5.1.	Macroinvertebrados aquáticos	42
3.5.1.1.	Definição do melhor nível de resolução taxonômica para a avaliação do impacto de diferentes usos da terra	42

3.5.1.2. Aplicação das métricas	42
3.5.2. Metais potencialmente biodisponíveis	43
4. Resultados	44
4.1. Variáveis físicas e químicas da água	44
4.1.1. Nutrientes totais e dissolvidos	44
4.1.2. Variáveis físicas e químicas (Multisensor)	47
4.2.3. Material em suspensão	50
4.3. Variáveis físicas e químicas do sedimento	51
4.3.1. Matéria orgânica	51
4.3.2. Metais totais e potencialmente biodisponíveis	52
4.3.3. Organoclorados	55
4.4. Macroinvertebrados aquáticos	57
4.4.1. Estrutura taxonômica	57
4.4.2. Definição do nível de resolução taxonômica para avaliação ambiental	62
4.4.2.1. Análise de agrupamentos	63
4.4.3. Estrutura comunitária e métricas de avaliação	65
5. Discussão	68
5.1. Metais e organoclorados	68
5.2. Nutrientes totais e dissolvidos na água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, temperatura da água e material em suspensão	72
5.3. Macroinvertebrados aquáticos	75
6. Conclusões	79
7. Perspectivas	80
8. Referências bibliográficas	81

Lista de Tabelas

Tabela I.	Características gerais do substrato e do entorno dos córregos C1 a C5 (Cana-de-áçúcar), M1 a M4 (com mata ciliar) e P1 e P2 (pastagem)	36
Tabela II.	Concentrações de metais potencialmente biodisponíveis nos 11 córregos selecionados. Os valores estão apresentados em mg.Kg⁻¹	52
Tabela III.	Concentração de metais biodisponíveis (mg.kg⁻¹ de sedimento seco) presente no sedimento de córregos do Estado de São Paulo, incluindo os 11 córregos selecionados	55
Tabela IV.	Concentração de compostos organoclorados no sedimento dos 11 córregos selecionados. Os valores estão apresentados em µg.kg⁻¹. C1 a C5 (cana-de-açúcar); M1 a M4, (mata ciliar); P1 e P2 (pastagem)	56
Tabela V.	Participação das famílias de macroinvertebrados aquáticos nos 11 córregos selecionados. Legendas dos córregos, como na tabela I	59
Tabela VI.	Participação dos táxons de Chironomidae nos 11 córregos selecionados Legendas dos córregos, como na tabela I	60
Tabela VII.	Resultado da análise de Mantel com os respectivos valores de P e r para as três matrizes de dados consideradas nesse estudo	62
Tabela VIII.	Sumário das principais características comunitárias e valores das métricas de avaliação da qualidade da água nos 11 córregos selecionados. Legendas dos córregos, como na tabela 1	67

Lista de Figuras

Figura 1.	Variação mensal dos valores médios da temperatura e da precipitação na região de estudo, no período de janeiro de 2002 a fevereiro de 2003. Fonte: CEPAGRI. As setas indicam as épocas de coleta	26
Figura 2.	Vista geral do Córrego Água Sumida (C1: cana-de-açúcar)	27
Figura 3.	Vista geral do Córrego São João (C2: cana-de-açúcar)	28
Figura 4.	Vista geral do Córrego Bela Vista (C3: cana-de-açúcar)	29
Figura 5.	Vista geral do Córrego do Ouro (C4: cana-de-açúcar)	29
Figura 6.	Vista geral do Córrego do Chibarro (C5: cana-de-açúcar)	30
Figura 7.	Vista geral do Córrego São Vicente (M1:mata ciliar parc. impactada)	31
Figura 8.	Vista geral do Córrego do Espraiado (M2: mata ciliar preservada)	31
Figura 9.	Vista Geral do Córrego Fazzari (M3: mata ciliar preservada)	32
Figura 10.	Vista geral do Córrego Monjolinho (M4: mata ciliar preservada)	33
Figura 11.	Vista geral do Córrego Água Preta (P1: pastagem)	33
Figura 12.	Vista geral do Córrego do Andes (P2: pastagem)	34
Figura 13.	Bacia hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu, com indicação dos 11 córregos selecionados. Córregos C1 a C4 em áreas de cultivo de cana-de-açúcar; M1 a M4 em áreas com mata ciliar preservada e; P1 e P2 em áreas de pastagem	35
Figura 14.	Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de nitrogênio total nos córregos selecionados	45
Figura 15.	Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de fosfato total nos córregos selecionados	45
Figura 16.	Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de nitrato nos córregos selecionados	46
Figura 17.	Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de nitrito nos córregos selecionados	46
Figura 18.	Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de amônia nos córregos selecionados	47
Figura 19.	Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de oxigênio dissolvido nos 11 córregos selecionados	48

- Figura 21. Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de condutividade elétrica nos 11 córregos selecionados 48**
- Figura 22. Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de temperatura nos 11 córregos selecionados 49**
- Figura 23. Percentuais médios e respectivos desvios padrão de material em suspensão (total, inorgânico e orgânico) detectado nos 11 córregos selecionado 50**
- Figura 24. Teor médio de matéria orgânica (%) e respectivos desvios padrão nos sedimentos dos córregos selecionados 51**
- Figura 25. A:Valores médios e desvio padrão das concentrações de metais biodisponíveis (Cu, Zn, Fe, Mn, Cr) nos sedimentos dos córregos sob diferentes manejos de solo. Os valores de Fe estão divididos por 1000 e os valores de Mn por 100. O Ni foi detectado em apenas uma amostra. B: Valores médios e desvio padrão das concentrações de metais totais (Cd, Zn, Fe, Mn, Cr e Ni). Os valores de Fe estão divididos por 1000 e os valores de Mn por 100. O Ni foi detectado em apenas duas amostras 54**
- Figura 26. Dendrograma resultante da análise de agrupamentos, utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis com UPGMA, aplicada às famílias de macroinvertebrados aquáticos dos 11 córregos 64**
- Figura 27. Dendrograma resultante da análise de agrupamentos, utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis com UPGMA, aplicada apenas às larvas de Chironomidae dos 11 córregos 64**
- Figura 28. Dendrograma resultante da análise de agrupamentos, utilizando o índice de similaridade de Bray –Curtis com UPGMA, aplicada sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos (famílias + Chironomidae) dos 11 córregos 65**
- Figura 29. Informações gerais sobre os macroinvertebrados aquáticos dos diferentes córregos. Legendas dos córregos, como na tabela 1 67**

Resumo

O processo de expansão agrícola do Brasil caracterizou-se pela falta de planejamento e conseqüente destruição dos recursos naturais, particularmente das florestas. Ao longo da história do país, a cobertura florestal nativa foi sendo fragmentada, cedendo espaço para as culturas agrícolas, principalmente a cana-de-açúcar e as pastagens. No Estado de São Paulo, a cultura de cana-de-açúcar tem se expandido significativamente nos últimos anos, sendo este o maior produtor nacional, com uma produção anual de 200×10^6 toneladas e ocupando uma área de $2,5 \times 10^6$ hectares. A aplicação e uso de herbicidas e fertilizantes durante os diferentes estágios de plantio da cana-de-açúcar, aliados ao problema da devastação das matas ciliares, tem acarretado em diferentes graus, impactos sobre os recursos hídricos das áreas adjacentes a essas plantações, na forma de impactos difusos do setor agroindustrial. Este estudo teve como objetivo avaliar a influência da atividade agrícola sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos de córregos localizados em áreas sob diferentes manejos de solo, com ênfase especial em áreas com cultivo de cana-de-açúcar. Foram selecionados para o estudo 11 córregos (5 em áreas de cana-de-açúcar, 2 em áreas de pastagem e 4 em áreas preservadas, sem atividade agrícola). As coletas da fauna, do sedimento e da água, foram realizadas em três ocasiões: março/abril de 2002; junho/julho/agosto de 2002; outubro/novembro/2002. No total foram coletadas, pelo método de varredura, 33 amostras: 15 nos córregos de áreas com cana-de-açúcar, 6 em áreas de pastagem e 12 em córregos de áreas com mata ciliar. As concentrações de oxigênio dissolvido foram menores nos córregos situados em áreas abertas (sem mata ciliar) se comparados com os córregos situados em áreas preservadas. As concentrações dos metais Cu, Fe, Cd, Zn, Mn, Cr e Ni, foram mais elevadas no sedimento dos córregos com atividade canavieira, com diferenças

significativas para os metais Cu e Zn. Os córregos situados em áreas adjacentes à atividade canavieira também apresentaram as maiores concentrações e ocorrências dos 15 compostos organoclorados analisados. Da fauna coletada foram analisados, no total, 3365 exemplares pertencentes a 54 táxons de Chironomidae e 42 táxons de outros grupos. Os córregos situados em áreas com cultivo de cana-de-açúcar e pastagem (áreas abertas) foram os que apresentaram menor riqueza de táxons e maior porcentagem de Chironomidae (78% da fauna total). Os córregos situados em áreas com mata ciliar apresentaram uma rica fauna aquática com menor participação de Chironomidae (60% da fauna). As características comunitárias e as métricas de avaliação aplicadas aos conjuntos faunísticos dos vários corpos d' água apontaram, no geral, maiores valores de riqueza, diversidade e índices bióticos para os córregos localizados em áreas protegidas por mata ciliar, ao contrário dos demais córregos situados nas áreas de cana-de-açúcar e de pastagem. Os resultados deste estudo indicaram que a ausência das matas ciliares parece ter sido o principal fator determinante na estruturação da fauna de macroinvertebrados aquáticos dos córregos. A retirada dessa cobertura vegetal nos córregos localizados próximos às áreas agrícolas sem dúvida determina um impacto ambiental que resulta no empobrecimento faunístico e tornam evidente a necessidade, em curto prazo, de políticas ambientais adequadas que resultem em um manejo adequado dos recursos hídricos dessa região e na recuperação desses sistemas.

Abstract

Brazilian colonization occurred without a specific planning and, as a consequence, natural resources, particularly forests, were greatly affected specially by economic interests. In the Brazilian history, the native land cover vegetation was removed, and substituted by agriculture, mainly of sugar cane and also pastures. In the State of São Paulo, the sugar cane culture has also being enlarged, with the annual production of the about 200×10^6 tons covering an area of 2.5×10^6 ha. The use of herbicides and fertilizers containing different concentrations of the metals Pb, Ni, Cr, Cd and Zn, during different periods of cultivation of sugar cane, in addition to the deforestation of riparian vegetation, have caused impacts on the hydric resources of the adjacent areas. In the present work, the influence of the agricultural activity, in particular, sugar cane culture, on stream macroinvertebrate communities was studied. Macroinvertebrates, sediments and water were surveyed in three periods: March/April, 2002; June/July/August, 2002; October/November, 2002. Thirty three samples were collected: 15 in streams with sugar cane culture, 12 in streams with riparian vegetation and 6 in pasture areas. The concentration of the dissolved oxygen was low in streams without riparian vegetation (sugar cane and pasture) when compared to preserved areas. The concentration of the metals Cu, Fe, Cd, Zn, Mn, Cr e Ni of the sediment were high in streams with sugar cane cultivation, with significant differences to Cu and Zn, when compared to forested streams. The streams located in the adjacent areas with sugar cane cultivation also present high concentration and frequency of occurrence of the 15 organochlorine compounds analyzed. In this study, 3365 organisms were collected, in which 54 Chironomidae taxa and 42 of other aquatic macroinvertebrates. The streams located in areas of sugar cane culture and pasture (opened areas) presented low taxa and a great participation of Chironomidae

(78% of the total). In contrast, the streams located in areas with riparian vegetation presented a rich aquatic fauna with less participation of Chironomidae (60% of the total). The community index, in addition to other measurements, applied to the stream macroinvertebrates community of the 11 streams pointed out to major values of richness, diversity and biotic index to the streams located on forested areas, when compared to the streams located on areas with sugar cane cultivation and pasture. Overall our results indicated that deforestation of the riparian vegetation was the principal aspect that influenced the stream macroinvertebrate communities. The loss of the riparian vegetation in the streams located adjacent of the agriculture areas establish an environmental impact that results in a poor taxa richness and shows clearly the necessity of a suitable management of the hydric resources of the southeast region of Brazil.

1. Introdução

1.1. A água e os ecossistemas aquáticos continentais

A água constitui um dos compostos de maior distribuição e importância na crosta terrestre. Sua importância para vida está no fato de que nenhum processo metabólico ocorre sem a sua ação direta ou indireta (Wetzel, 1983). A água é um escudo protetor para as plantas e animais, impedindo a secagem das células fornecendo fluabilidade, transportando alimentos e retirando produtos da excreção. Também torna a fertilização mais eficiente do que no ambiente terrestre, impedindo a dessecação dos embriões, mantendo a temperatura uniforme e filtrando a luz ultravioleta do sol (Loyola, 2000; Santos, 1999).

Em muitas regiões, o ciclo hidrológico tem sofrido grandes alterações, especialmente nas últimas décadas. Essas alterações resultam das diferentes formas de interferência humana sobre o ambiente como, por exemplo, a construção de grandes cidades, a devastação de florestas e a construção de grandes represas (Wetzel, 1983). Apenas 3% da água existente na Terra é prontamente aproveitável para o consumo, visto que os outros 97% formam os mares e oceanos (Jardim, 1992; Weber, 1992).

Por ser fundamental à existência de vida no planeta, a preocupação com a conservação dos seus mananciais tornou-se maior nos últimos anos, e a procura de mecanismos eficazes capazes de reduzir os impactos ambientais nesses sistemas tem sido considerados com uma das prioridades de pesquisa desse século (Negreiros, 1997). A poluição ambiental, principalmente dos mananciais tornou-se assunto de interesse público e da comunidade científica em geral. Vários estudos têm sido conduzidos com o objetivo de se averiguar os impactos resultantes da atividade agrícola (diferentes tipos de cultura e manejos de solo), das atividades de mineração e

de efluentes domésticos e industriais (Jardim, 1992; Weber, 1992; Rocha *et al.*, 1996; Richards *et al.*, 1996; Ometo, *et al.*, 2000; Roque *et al.* 2000; Corbi *et al.*, 2000; Cleto-Filho & Walker, 2001). Não apenas os países desenvolvidos vêm sendo prejudicados por esses problemas ambientais, mas, também, as nações em desenvolvimento sofrem impacto da poluição. Isto decorre do crescimento econômico desordenado associado à exploração de recursos naturais não renováveis. A expansão da indústria e da agricultura trouxe milhares de novos produtos que são aportados em toneladas para os rios e oceanos. Essas substâncias como fertilizantes (micronutrientes e macronutrientes) ricos em diferentes tipos de metais tais como, Pb, Ni, Cr e Cd e organoclorados (BHC, Aldrin, Dieldrin) causam alterações sensíveis nos ecossistemas aquáticos podendo acarretar em problemas de bioacumulação em diferentes níveis tróficos, como, por exemplo, se acumulando na gordura de peixes e crustáceos ou ainda em aves e outros animais terrestres, como no leite das vacas que utilizam as águas de córregos e de rios contaminados (Siqueira & Braga, 2000; Aguiar *et al.*, 2000; Oliveira & Tornisielo, 2000; Santos, 1999). Dessa forma, os ecossistemas aquáticos acabam, de certa forma, servindo como reservatórios temporários ou finais de uma grande variedade e quantidade de poluentes lançados no ar, no solo ou diretamente nos corpos d'água (Meybeck & Helmer, 1992).

Embora sejam conhecidos os progressos a respeito de metodologias de controle da poluição em recursos hídricos causada por efluentes industriais, domésticos ou advindos das atividades agrícolas ainda não são conhecidas técnicas suficientemente eficientes para o controle absoluto desses agentes poluidores (Alves, 1997; Negreiros, 1997).

No Estado de São Paulo, a rede hidrográfica é bastante extensa, sendo formada principalmente pelas bacias do Rio Tietê e Moji-Guaçu que percorrem grande parte

do estado e apresentam, além disso, numerosos reservatórios e açudes construídos para as mais diversas finalidades (geração de energia, recreação, irrigação, abastecimento, etc). Numerosos córregos que fazem parte dessas bacias hidrográficas atravessam agregados urbanos e/ou propriedades rurais cujas atividades se refletem nas suas características, uma vez que estes acabam integrando tudo o que acontece nas áreas de entorno. Recebem, pelo processo de lixiviação laminar do solo, todas as cargas de agroquímicos (macronutrientes e micronutrientes, herbicidas) advindos das áreas adjacentes, assim como de compostos químicos (herbicidas, fertilizantes, pesticidas) que são utilizados na atividade agropecuária. O estudo desses ambientes lóticos que funcionam como um sistema circulatório dos continentes pode servir de diagnóstico da qualidade da água dos ambientes aquáticos e de toda a bacia hidrográfica (Roque, 2000; Callisto, *et al.*, 2001).

1.2. A expansão agrícola no Brasil

O processo de expansão agrícola do Brasil caracterizou-se pela falta de planejamento e conseqüente destruição dos recursos naturais, particularmente das florestas. Ao longo da história do país, a cobertura florestal nativa, representada pelos diferentes biomas, foi sendo fragmentada, cedendo espaço para as culturas agrícolas, principalmente a cana-de-açúcar e as pastagens. A noção de recursos naturais inesgotáveis, dadas às dimensões continentais do país, tem estimulado a expansão das fronteiras agrícolas, e o aumento da produtividade das áreas já cultivadas. Dessa forma, o processo de fragmentação florestal tem se mostrado intenso, especialmente nas regiões economicamente mais desenvolvidas, como as regiões sudeste e sul do país (Martins, 2001).

Este processo de devastação florestal resultou em um conjunto de problemas ambientais, como a extinção de várias espécies da fauna e da flora, mudanças climáticas locais, erosão dos solos e assoreamento dos cursos d'água pela retirada das matas ciliares. Estas matas, além do processo de urbanização, sofrem pressão antrópica por uma série de fatores: são as áreas mais impactadas para construção de hidrelétricas; são as áreas preferenciais para implantação de culturas agrícolas e de pastagens. Para os pecuaristas, as matas ciliares representam obstáculos de acesso do gado ao curso d'água (Martins, 2001). Do mesmo modo, ao longo do tempo, a agricultura brasileira e mundial cresceu em produtividade e área cultivada, acompanhada pelo uso intenso de agrotóxicos e fertilizantes que também passaram por grandes transformações (Armas, *et al.*, 2005; Angelotti-Netto, *et al.*, 2004). A degradação progressiva das formações ciliares, além de desrespeitar a legislação, que torna obrigatória sua preservação, juntamente com o crescimento da atividade canavieira, tem causado impactos sobre os recursos hídricos das áreas adjacentes a essas plantações. Estes impactos, em geral, provocados pelo processo de lixiviação do solo, decorrem da ausência das matas ciliares, que funcionam como filtros de retenção dos contaminantes remanescentes das áreas cultivadas, que contém altos teores de metais tais como, Pb, Ni, Cr e Cd (Corbi, *et al.*, 2006; Angelotti-Netto *et al.*, 2004; Martins, 2001; Nery, 2000; Dudgeon, 1989).

1.3. Cultivo da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, os metais e os organoclorados

A cana-de-açúcar sempre se constituiu em um dos principais produtos de consumo e de exportação do Brasil. Seu cultivo teve início entre os séculos XVI e XVII, com a preponderância do açúcar na economia colonial, onde a produção para

exportação, aliada às condições favoráveis de solo e clima para o desenvolvimento da cultura, constituiu-se na principal causa da ocupação territorial brasileira (Arruda, 1996).

A atividade canavieira no Brasil passou por períodos variados, porém, sempre apresentando crescimento tanto na área cultivada quanto produtividade. De 1901 a 1950, a produção aumentou em cinco vezes; já de 1950 a 1970, quadruplicou. No ano de 1975, com a implantação do Proálcool, a produção de cana-de-açúcar passou de 68 milhões de toneladas/ano para 223 milhões no ano de 1991 (Carvalho, 1993). A lavoura canavieira continua se expandindo significativamente, atingindo atualmente mais de 338 milhões de toneladas na safra 1997/1998 (Carvalho Filho, 2000). O Brasil é o maior produtor, com 27% da produção mundial e, entre as culturas brasileiras, pelos produtos e subprodutos que gera, é considerada uma das mais importantes atividades agrícolas do país (Instituto de Desenvolvimento Agroindustrial, 1998). No Estado de São Paulo, a cana-de-açúcar representa cerca de 15% do total do manejo do solo rural, e essa cultura foi responsável, em 2002, por cerca de 12% das vendas de agrotóxicos e fertilizantes no Brasil (Armas, *et al.*, 2005). Nos últimos anos, tem se observado um deslocamento dessa cultura para o eixo centro-norte do Estado, composto principalmente pelas regiões de Catanduva, Jaboticabal, Ribeirão Preto, Araraquara, São Carlos, Jaú, Assis, Limeira (Armas, *et al.*, 2005).

O Estado de São Paulo é o maior produtor nacional, com uma produção de 200.10⁶ toneladas e uma área de 2,5. 10⁶ hectares (IBGE, 1997), sendo sua produção destinada à fabricação de açúcar e de álcool, alcançando posição de destaque na agroindústria do Estado (Nery, 2000).

A utilização de pequenas quantidades de pesticidas aliada ao fato do rápido crescimento da planta que permite uma boa cobertura do solo, facilitando o controle da erosão, são considerados como pontos positivos na cultura da cana-de-açúcar (Nery, 2000). Ao contrário, o uso de herbicidas e fertilizantes de larga utilização nessa cultura são os pontos negativos da cultura de cana-de-açúcar (Nery, op. cit.). A este fato se soma a problemática resultante da devastação das matas ciliares, o que acarreta, em diferentes graus, impactos sobre os recursos hídricos das áreas adjacentes, na forma de impactos difusos do setor agroindustrial (Coopercitrus, 2000). Numerosos estudos têm sido realizados, em diferentes áreas, com o objetivo de se detectar possíveis impactos resultantes do plantio da cana-de-açúcar nas águas dos córregos e rios localizados em áreas adjacentes. Tais estudos têm demonstrado que, principalmente em áreas sem vegetação de proteção (mata ciliar), os agroquímicos (metais, fertilizantes, herbicidas e pesticidas) utilizadas no plantio da cana são carregadas para os corpos d'água através do processo de lixiviação do solo, podendo contaminar a água e o sedimento desses ambientes, além de poder acarretar problemas de bioacumulação em diferentes níveis tróficos, como já apontado anteriormente (Oliveira & Tornisielo, 2000; Santos, 1999). Outros estudos têm procurado avaliar o impacto ambiental resultante da utilização da vinhaça (um sub-produto das usinas) como fertilizante do solo sobre a entomofauna terrestre que vive associada à cultura da cana-de-açúcar. Estes estudos demonstraram que áreas fertirrigadas com vinhaça apresentam maior infestação de determinados grupos de insetos, observando-se também aumento populacional de Staphylinidae (Coleoptera) e decréscimo de Formicidae (Hymenoptera) (Arleu, 1992). No entanto, pouca atenção tem sido direcionada para as implicações resultantes dessa atividade agrícola e sua influência

nas comunidades aquáticas e, em particular nas comunidades macrobentônicas dos ambientes lóticos localizados nessas áreas de cultivo de cana-de-açúcar.

1.4. Macroinvertebrados aquáticos de ambientes lóticos

Em ambientes aquáticos continentais, os macroinvertebrados aquáticos de sistemas lóticos têm servido de modelo para estudos de distribuição e de teorias sobre a organização funcional desses sistemas. Como exemplos podemos citar o Conceito do Contínuo Fluvial (RCC) (Vannote *et al.*, 1980 Minshall *et al.*, 1985) e o Conceito da Descontinuidade Serial (CDS) (Stanford & Ward, 1983).

A estrutura dessa comunidade também tem sido amplamente utilizada para diagnóstico de situações de impacto decorrentes de despejos orgânicos em rios e lagos (Resh, *et al.*, 1995; Rosenberg & Resh, 1993; Metcalfe, 1989; Wiederholm, 1973). Existem, também evidências de que a fauna de invertebrados residentes possa responder, de maneira previsível e indicativa, a poluentes específicos, tais como metais potencialmente tóxicos (Winner *et al.*, 1980) ou a práticas agrícolas que aportam aos sistemas aquáticos fertilizantes químicos e pesticidas (Dance & Hynes, 1980). Da mesma forma, manejos ambientais com finalidades hidroelétricas, contribuem para estabelecer situações de impacto capazes de modificar a comunidade lótica pré-existente (Gazagnes & Laville, 1985).

O uso de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores de poluição deve-se a vários fatores, tais como: ciclo de vida suficientemente longo (o que favorece a detecção de alterações ambientais em tempo hábil); tamanho de corpo relativamente grande, fácil amostragem e alta diversidade de espécies, oferecendo uma enorme gama de tolerância e amplo espectro de respostas frente a diferentes níveis de contaminação ou impacto (Callisto, *et al.*, 2001). Aspecto que merece

destaque é a importância de informações sobre a distribuição desses grupos para o manejo e conservação da biodiversidade (New, 1995; Kellert, 1993; Wright *et al.*, 1993; Kirby, 1992; Fitter & Fitter, 1987).

No Brasil, os estudos sobre impactos antrópicos na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos de ambientes lóticos têm sido realizados considerando-se diferentes situações, tais como: desmatamentos, assoreamentos e impactos da agricultura (Roque *et al.* 2000; Ometo, *et al.*, 2000; Corbi *et al.*, 2000; Cleto-Filho & Walker, 2001), mineração (Callisto & Esteves, 1998), impacto do cultivo de *Eucalyptus* na diversidade de macroinvertebrados (Callisto *et al.*, 2000), enriquecimento orgânico e metais pesados (Guereschi & Melão, 1997) e represamento (Brandimarte, 1997; Anaya, 1997), fragmentação do habitat decorrente de desmatamentos e/ou represamentos (Kleine & Trivinho-Strixino, 2005; Roque & Trivinho-Strixino, 2001). No entanto, a despeito da quantidade de estudos já realizados nota-se diferentes abordagens metodológicas e taxonômicas, dificultando análises comparativas. Além disso, pouca atenção foi direcionada para as implicações decorrentes do cultivo de cana-de-açúcar na organização estrutural dessa comunidade aquática.

As constantes mudanças na morfologia do canal do curso d'água, a homogeneidade dos substratos, além da entrada constante de sedimento e material orgânico, têm sido apontados como os principais fatores responsáveis na alteração da estrutura da macrofauna aquática em ambientes lóticos (Cleto-Filho & Walker, 2001; Richards *et al.*, 1996). Em escalas regionais, a geomorfologia e o clima afetam a hidrologia, o “input” de nutrientes e a morfologia do canal (Richards *et al.*, 1996). Em escalas locais, os diferentes manejos de solo podem alterar significativamente os habitats de córregos, influenciando na distribuição dos seus povoamentos de

macroinvertebrados (Richards & Host, 1994). Conseqüentemente, a identificação e o conhecimento dos impactos dos usos da terra em ambientes lóticos e sua influência sobre a fauna de macroinvertebrados são componentes essenciais para o manejo, para a conservação e para o estabelecimento de estratégias de restauração desses habitats (Richards *et al.*, 1996).

2. Objetivo

Este estudo teve como principal objetivo analisar a influência de diferentes práticas de manejo de solo sobre os macroinvertebrados aquáticos de córregos localizados em áreas adjacentes, com especial ênfase para o cultivo da cana-de-açúcar.

O presente estudo apresentou como escopo teórico a seguinte hipótese:

- As práticas agrícolas resultantes da atividade canavieira determinam as características dos biótopos dos córregos localizados em áreas adjacentes ao cultivo, influenciando na organização estrutural da comunidade de macroinvertebrados aquáticos desses sistemas lóticos.

3. Materiais e métodos

3.1. Local de Estudo

Os ambientes escolhidos para a realização desse estudo foram agrupados em três situações distintas: córregos localizados em áreas com o cultivo de cana-de-açúcar, córregos localizados em áreas de pastagem e córregos localizados em áreas florestadas. Os córregos selecionados pertencem à bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu e foram alvo de um prévio reconhecimento para análise da viabilidade prática para o desenvolvimento do trabalho. Segundo a classificação climática de Köppen, baseada em dados mensais pluviométricos e termométricos, essa região de estudo abrange o tipo Cwa, que é caracterizado pelo clima tropical de altitude, com chuvas no verão e seca no inverno, com temperatura média do mês mais quente superior a 22°C (Figura 1).

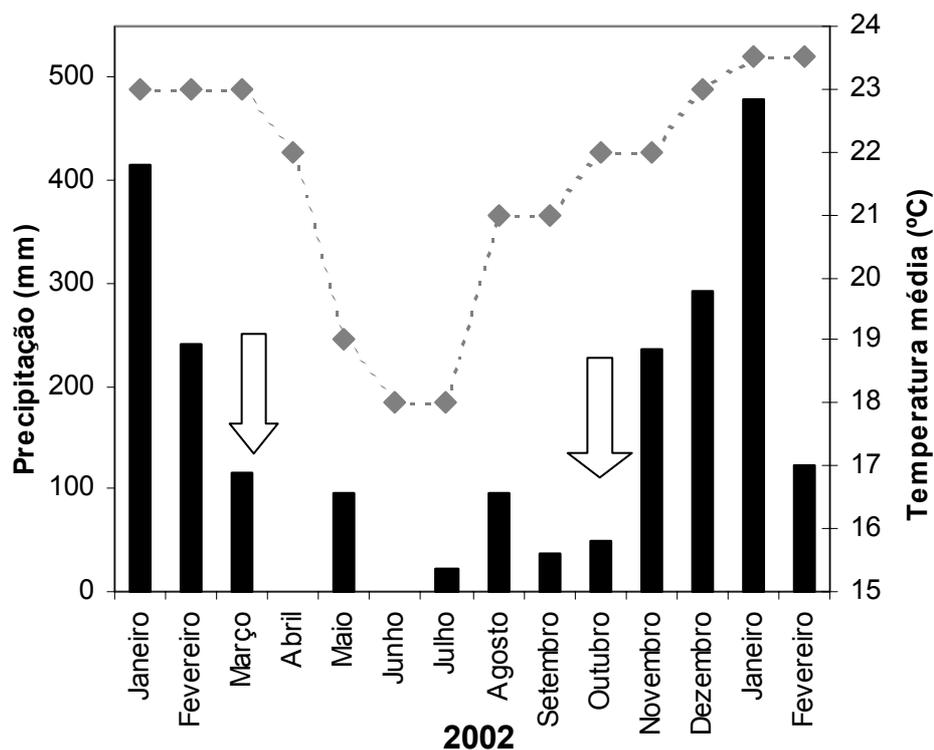
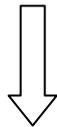


Figura 1. Temperatura média mensal e precipitação na região de estudo, entre os meses de janeiro de 2002 e fevereiro de 2003. Fonte: CEPAGRI (Centro de pesquisas agrícolas). As setas indicam as épocas de coleta.

3.1.1. Características gerais dos córregos

Córrego Água Sumida (C1): Localizado entre o município de Araraquara e o distrito



de Guarapiranga nas coordenadas 21°56'S 48°16'W. Este córrego, de 1ª ordem, nasce próximo a Guarapiranga, percorre uma extensão de aproximadamente 5 Km entre fazendas com extensas plantações de cana-de-açúcar e deságua no Rio Jacaré-Guaçu. O trecho analisado apresenta ausência total de mata ciliar, pouca sinuosidade no



percurso, pequena largura (< 1,5m), profundidade (< 1m), baixa velocidade da água (<1,5m/s), substrato predominantemente arenoso e água com alta turbidez (Figura 2).

Figura 2: Vista geral do Córrego Água Sumida (C1: cana-de-açúcar)

Córrego São João (C2): Localizado no distrito de Guarapiranga nas coordenadas 21°57'S 48°15'W. Córrego de 1ª ordem que nasce e percorre uma extensão de aproximadamente 10 Km em uma área com extensa atividade canavieira, e deságua no Rio Jacaré-Guaçu. O trecho analisado apresenta ausência total de mata ciliar, pouca sinuosidade em seu percurso, largura (<1,5m), baixa profundidade (máxima <1m), baixa velocidade da água (<1m/s), substrato predominantemente arenoso e água com alta turbidez (Figura 3).



Figura 3: Vista geral do Córrego São João (C1: cana-de-açúcar)

Córrego Bela Vista (C3): Localizado entre o município de Araraquara e a fazenda Bela Vista (Assentamento Bela Vista) nas coordenadas 21°54'S 48°13'W. Este córrego, de 1ª ordem, nasce em um brejo e percorre uma área com atividade canavieira numa pequena extensão de aproximadamente 3 Km onde deságua no Rio Jacaré-Guaçu. O trecho analisado apresenta ausência total de mata ciliar, com abundante capim nas margens, pouca sinuosidade, pequena largura (<1m),

profundidade máxima (<1m), baixa velocidade da água (<1m/s), com substrato predominantemente arenosos/lodoso e com baixa turbidez (Figura 4).



Figura 4: Vista geral do córrego Bela Vista (C3: cana-de-açúcar).

Córrego do Ouro (C4): Localizado entre os municípios de Araraquara e Américo Brasiliense nas coordenadas 21°47'S 48°0,7'W. Este córrego, de 1ª ordem, nasce próximo ao município de Américo Brasiliense, percorre uma área com extensa atividade canieira no entorno, apresenta uma extensão de aproximadamente 15 Km e deságua no Rio Chibarro. O trecho analisado apresenta ausência total de mata ciliar



com capim nas margens, pouca sinuosidade no percurso, pequena largura (<1,5m), pequena profundidade (<1,5m), baixa velocidade da água (<2m/s), com substrato predominantemente arenoso e água com baixa turbidez (Figura 5).

Figura 5: Vista geral do córrego do Ouro (C4: cana-de-açúcar).

Córrego Chibarro (C5): Localizado entre os municípios de Araraquara e Ibaté entre as coordenadas 21°52'S 48°0,5'W. Córrego de 2ª ordem que nasce próximo ao município de Ibaté e percorre uma extensão de aproximadamente 25 Km onde deságua no rio Jacaré-Guaçu. O trecho analisado apresenta ausência total de mata ciliar, pouca sinuosidade, média largura (<3m), profundidade máxima (<2m), baixa velocidade da água (<2m/s), com substrato predominantemente arenoso e água com coloração alta turbidez (Figura 6).



Figura 6: Vista geral do Córrego do Chibarro (C5: cana-de-açúcar).

Córrego São Vicente (M1): Localizado entre o Distrito de Guarapiranga e o município Ribeirão Bonito nas coordenadas 21°59'S 48°15'W. Este córrego de 1ª ordem nasce em um morro próximo a Guarapiranga, em uma área marcada pela atividade canavieira, percorre uma extensão de 10 Km onde deságua no Rio Jacaré-

Guaçu. O trecho analisado, localizado em uma área com mata ciliar parcialmente impactada e com plantações de cana-de-açúcar a montante, apresenta pouca sinuosidade, pequena largura ($<2\text{m}$), baixa profundidade ($<0,5\text{m}$), baixa velocidade da água ($<1,5\text{m/s}$). O substrato é predominantemente arenoso e água com baixa turbidez



(Figura 7).

Figura 7: Vista geral do córrego São Vicente (M1: mata ciliar parcialmente impactada).

Córrego Espriado (M2): Localizado no município de São Carlos nas coordenadas $21^{\circ}53'S$ $47^{\circ}52'W$. Este córrego de 1ª ordem nasce próximo aos limites do Parque Ecológico em São Carlos, em uma área bem preservada, percorre uma extensão de aproximadamente 4 Km e deságua no Ribeirão Monjolinho. O trecho analisado apresenta pouca sinuosidade, pequena largura ($<1\text{m}$), baixa a profundidade ($<1\text{m}$),



baixa velocidade da água (<1,5m/s), substrato arenoso e água com baixa turbidez (Figura 8).

Figura 8: Vista geral do córrego do Espraiado (M2: mata ciliar preservada).

Córrego Fazzari (M3): Localizado no município de São Carlos nas coordenadas 21°59'S 47°54'W. Este córrego de 1ª ordem nasce no *campus* da Universidade Federal de São Carlos em uma área bem preservada e percorre uma extensão de aproximadamente 5Km e deságua no Ribeira Monjolinho. O trecho analisado apresenta pouca sinuosidade, pequena largura (<1m), baixa a profundidade (<1m), baixa velocidade da água (<1,5m/s), substrato arenoso e água com baixa turbidez (Figura 9).



Figura 9: Vista geral do córrego do Fazzari (M3: mata ciliar preservada).

Ribeirão do Monjolinho (M4): Localizado no município de São Carlos nas coordenadas 22°00'S 47°50'W. Este córrego de 1ª ordem nasce próximo ao município de São Carlos em uma área preservada, percorre uma extensão de aproximadamente 30 Km e deságua no Rio Jacaré-Guaçu. O trecho analisado, próximo à cabeceira,

apresenta pouca sinuosidade, pequena largura (<3m), baixa a profundidade (<1m), baixa velocidade da água (<1,5m/s), substrato arenoso e água com baixa turbidez



(Figura 10).

Figura 10: Vista Geral do Córrego Monjolinho (M4: mata ciliar preservada).

Córrego Água Preta (P1): Localizado entre o distrito de Guarapiranga e o município Ribeirão Bonito nas coordenadas 22°00'S 48°12'W. Córrego de 1ª ordem que nasce próximo a Ribeirão bonito, em uma área marcada pela pastagem, percorre uma extensão de aproximadamente 10 Km onde deságua no Rio Jacaré-Guaçu. O trecho analisado está localizado em uma área com ausência total de mata ciliar, com as margens expostas e erodidas, apresenta pouca sinuosidade, pequena largura (<2m), baixa profundidade (<1m), baixa velocidade da água (<1,5m/s), substrato predominantemente arenoso e água com alta turbidez (Figura 11).



Figura 11: Vista geral do córrego Água Preta (P1: pastagem).

Córrego Andes (P2): Localizado na fazenda Bela Vista (Assentamento Bela Vista) nas coordenadas 21°55'S 48°11'W. Este córrego de 1ª ordem nasce em um brejo, e percorre uma área com pastagem em uma extensão de aproximadamente 5 Km onde deságua no Rio Jacaré-Guaçu. O trecho analisado apresenta ausência total de mata ciliar, pouca sinuosidade, pequena largura (<1m), pequena profundidade (<1m), baixa velocidade da água (<1m/s), com substrato predominantemente arenosos/lodoso e água com alta turbidez (Figura 12).

Um mapa da localização e uma súmula das principais características dos 11 córregos estudados podem ser observados nas Tabelas I e na Figura 13.



Figura 12: Vista geral do Córrego do Andes (P2: pastagem).

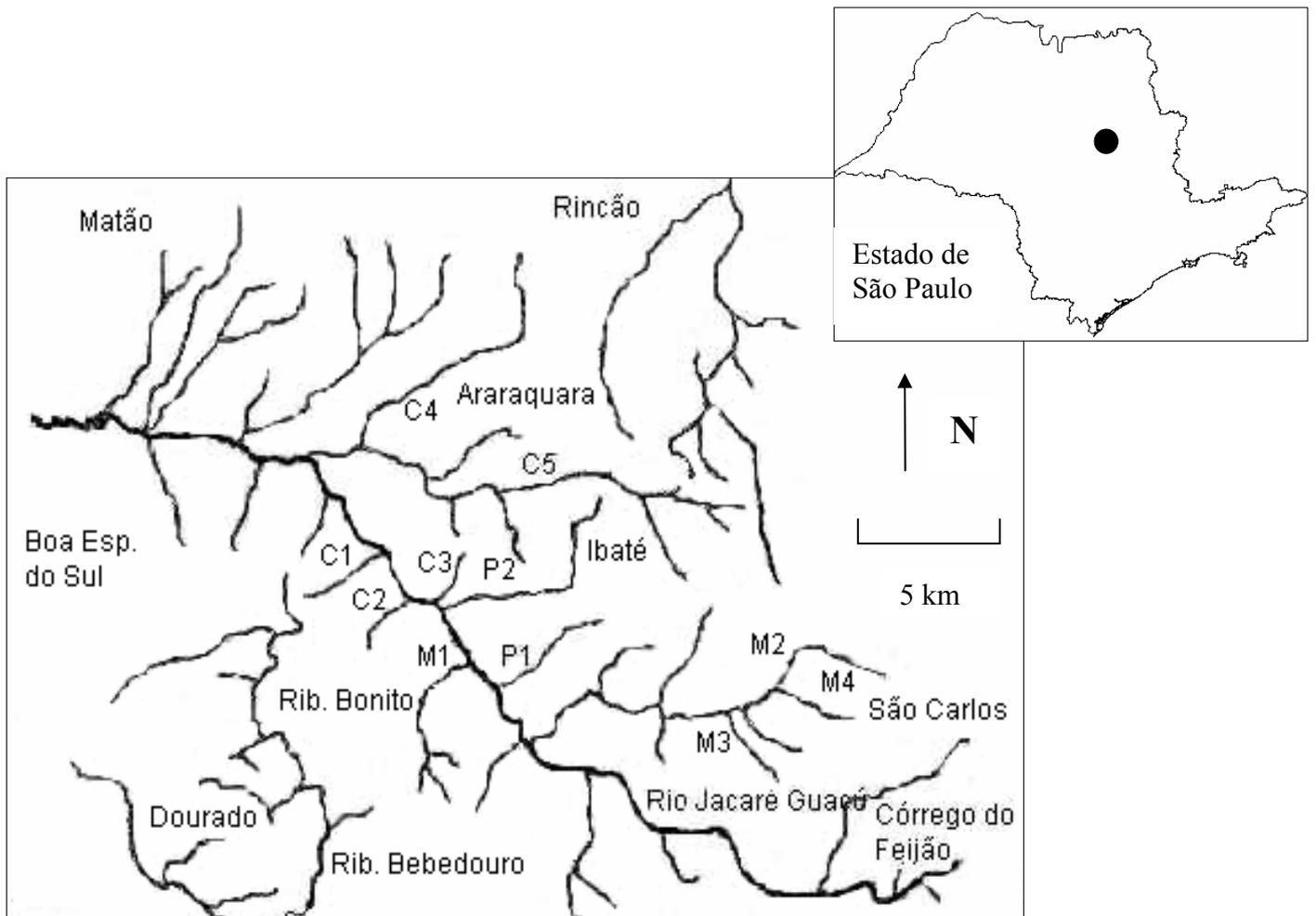


Figura 13. Bacia hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu, com indicação dos 11 córregos selecionados. Córregos C1 a C5 em áreas de cultivo de cana-de-açúcar; M1 a M4 em áreas com mata ciliar preservada e; P1-P2 em áreas de pastagem.

Tabela I. Características gerais do substrato e do entorno dos córregos C1 a C5 (Cana-de-açúcar), M1 a M4 (com mata ciliar) e P1 e P2 (pastagem)

Córrego	Substrato predominante		Características gerais dos córregos
	Orgânico*	inorgânico	
C1	FPOM	Arenoso/lodoso	Mata ciliar ausente; leito do córrego totalmente exposto; cana-de-açúcar a 20m do leito do córrego.
C2	FPOM	Arenoso/lodoso	Mata ciliar ausente; leito do córrego totalmente exposto; cana-de-açúcar a 20m do leito do córrego.
C3	FPOM	Arenoso/lodoso	Mata ciliar ausente; presença de capim nas margens; leito do córrego parcialmente exposto; cana-de-açúcar a 50m do leito do córrego.
C4	FPOM	Arenoso	Mata ciliar ausente; presença de capim nas margens; leito do córrego parcialmente exposto; cana-de-açúcar a 30m do leito do córrego.
C5	FPOM	Arenoso	Mata ciliar ausente; presença de capins nas margens; leito do córrego parcialmente exposto; cana-de-açúcar a 30m do leito do córrego.
M1	CPOM	Arenoso	Mata ciliar parcialmente impactada; leito do córrego não exposto; cana-de-açúcar a 100m do leito do córrego.
M2	CPOM	Arenoso/lodoso	Mata ciliar preservada; leito do córrego não exposto; ausência de atividades impactantes nos arredores.
M3	CPOM	Arenoso/lodoso	Mata ciliar preservada; leito do córrego não exposto; ausência de atividades impactantes nos arredores.
M4	CPOM	Arenoso/lodoso	Mata ciliar preservada; leito do córrego não exposto; ausência de atividades impactantes nos arredores.
P1	FPOM	Arenoso	Mata ciliar ausente; leito do córrego totalmente exposto; pequena erosão nas margens; presença de pastagem próximo ao leito do córrego.
P2	FPOM	Arenoso/lodoso	Mata ciliar ausente; leito do córrego totalmente exposto; presença de pastagem próximo ao leito do córrego.

*- FPOM (partículas orgânicas finas); CPOM (partículas orgânicas grossas).

3.2. Macroinvertebrados aquáticos

3.2.1. Amostragem

Visando o emprego de técnicas e procedimentos adequados à investigação dos invertebrados bentônicos, foi realizada uma coleta piloto (ensaio) durante o mês de fevereiro de 2002. A partir desta coleta, e considerando-se diferenças faunísticas encontradas nos diferentes pontos, foram definidos três grupos de córregos relacionados aos diferentes usos da terra (cana, pasto e mata). Ao todo foram realizadas coletas em onze córregos todos pertencentes à bacia do Rio Jacaré-Guaçu (5 em áreas de plantio de cana-de-açúcar, 2 em áreas de pastagem e 4 em áreas preservadas ou parcialmente preservadas).

Para as amostras da fauna, foi utilizada a metodologia sugerida por Downes *et al.* 1993, que recomenda que se realizem amostragens em vários habitats na situação de interesse de estudo (neste caso, áreas com cana-de-açúcar, áreas florestadas e áreas de pastagem), para evitar problemas de pseudo-replicação das amostras. As coletas da fauna foram realizadas em três ocasiões: março/abril de 2002; junho/julho/agosto de 2002; outubro/novembro de 2002. No total foram coletadas 33 amostras: 15 nos córregos de áreas com cana-de-açúcar, 12 em córregos de áreas com mata ciliar e 6 em áreas de pastagem. Em cada córrego foram escolhidos três trechos representativos, incluindo rápidos e remansos e as coletas efetuadas, em cada trecho, pelo método de varredura com auxílio de rede em D (malha de 0,25 mm de abertura), por um período de 5 minutos, procurando-se explorar os vários biótopos do trecho, conforme recomendação de Fontoura (1985).

3.2.2. Processamento das amostras e identificação dos organismos

O material coletado nos diferentes pontos foi acondicionado em tambores plásticos contendo água do local e transportado para o laboratório onde os exemplares foram triados em bandejas de polietileno sobre fonte luminosa (bandejas transiluminadas), fixados em formol a 4% e preservados em álcool a 70%. Os espécimes foram identificados até o nível de família, com auxílio de bibliografia geral (Roldán-Pérez, 1988; Brinkhurst & Marchese, 1991; Merritt & Cummins, 1996). As larvas de Chironomidae (Diptera) foram identificadas até o nível espécie e/ou morfotipos utilizando bibliografia específica (Trivinho-Strixino & Strixino, 1995, Wiederholm, 1983) e através de consulta de especialistas.

3.3. Tratamento das amostras de água

3.3.1. Variáveis físicas e químicas na água

Nos mesmos locais onde foram coletadas as amostras de fauna e de sedimento foram tomadas três medidas “in loco” da concentração de oxigênio dissolvido na água, da temperatura, da condutividade elétrica e do pH, com auxílio de aparelho multisensor Water Quality Checker, U-10 (Horiba).

3.3.2. Nutrientes totais e dissolvidos

As amostras de água para a análise de nutrientes (nitrogênio total, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito) foram coletadas, em cada período de coleta da fauna, com garrafas de polietileno (1 litro), previamente tratadas (lavadas com ácido clorídrico a 15% e enxaguadas quatro vezes com água destilada). Os recipientes contendo a água para análise, ainda no campo, foram acondicionados em caixa de isopor com gelo e trazidos ao laboratório. No laboratório, a água foi filtrada

com bomba de sucção em filtros previamente calcinados (filtro na mufla a 480°C durante 1h). Aproximadamente 400ml, do filtrado foi congelado em freezer para a análise dos nutrientes dissolvidos (nitrato, nitrito) seguindo metodologia descrita por Mackereth *et al.*, 1978 e nitrogênio amoniacal seguindo técnicas descritas por Koroleff, 1976. Aproximadamente 500ml da água não filtrada foi reservada e também armazenada no freezer para a análise dos nutrientes totais (Nitrogênio e Fósforo Total). As análises destes nutrientes seguiram as técnicas descritas por Valderrama (1981).

3.3.3 Material em suspensão

As amostras de água para determinação do material em suspensão foram retiradas em cada período de coleta da fauna e acondicionadas em galões. Após filtragem de 500ml dessa água em filtros previamente calcinados em mufla (480°C durante 1h) e secagem do filtrado em estufa (60°C por 24 horas) procedeu-se à pesagem para determinação do teor de material em suspensão e das parcelas orgânicas e inorgânicas, conforme técnicas descritas por Cole (1979).

3.4. Tratamento das amostras de sedimento

3.4.1. Matéria orgânica

O sedimento para a análise de matéria orgânica foi coletado aleatoriamente em vários pontos dos trechos analisados nos diferentes córregos. O material acondicionado em garrafas plástica (200ml) previamente lavadas com água destilada foi armazenado em caixa de isopor com gelo e transferido para o laboratório onde foi congelado até o momento da análise. O teor de matéria orgânica foi determinado pelo método de perda de massa por ignição (incineração de 5g do sedimento em mufla a

550°C por um período de 4 horas), segundo técnicas descritas por Maitland (1979). Os valores obtidos foram convertidos em percentuais.

3.4.2. Metais e organoclorados

3.4.2.1. Amostragem e material utilizado

Toda água utilizada nas análises foi previamente destilada e purificada em sistema desionizador de água, marca Milipore, modelo Mili-Qplus. A limpeza da vidraria foi feita com vapor de ácido nítrico concentrado, conforme Tschöpel *et al.* (1980).

As amostras de sedimento para a análise de metais biodisponíveis e totais (cádmio, cobre, zinco, crômio, manganês, níquel e ferro) foram coletadas em cada córrego a uma profundidade variando de 0,4 m a 1 m, acondicionadas em frascos de vidro de 200 ml e mantidas a temperatura ambiente até a chegada ao laboratório, onde foram secas em estufa a 50 °C, seguindo metodologia descrita por Santos (1999). As amostras de sedimento para as análises de metais totais (cádmio, zinco, crômio, níquel, manganês e ferro) foram coletadas seguindo a mesma metodologia para os metais biodisponíveis, de acordo com Santos (1999).

O sedimento para análise de resíduos de organoclorados foi coletado com auxílio de uma draga tipo Eckman em cada córrego a uma profundidade variando de 0,4 m a 1 m no córrego. As amostras foram acondicionadas em frascos de vidro do tipo âmbar, com tampa de teflon, revestida com alumínio com capacidade para 200 g e, colocadas no gelo (aproximadamente 4 °C) até a chegada no laboratório (Del Grande, 2003).

3.4.2.2. Extração e análise

Para extração de organoclorados no sedimento foi utilizada a técnica sólido/líquido pelo sistema Soxhlet. Foram adicionados a 10 g de sedimento *in natura* 150 ml de hexano, permanecendo a mistura em processo de extração por 8 h. Em seguida, o extrato foi evaporado em um rotaevaporador até redução do volume para 1 ml, conforme método descrito por Del Grande (2003). As análises foram determinadas em triplicatas por cromatografia gasosa com detector CG de captura de elétrons.

A extração de metais biodisponíveis (Cd, Cu, Zn, Fe, Mn, Cr e Ni) seguiu a metodologia descrita por DePaula e Mozeto (2001). Aproximadamente 2,5 g de sedimento seco foi colocado em um frasco de 100 ml com tampa de rosca e adicionaram-se 50,0 ml de solução de ácido clorídrico 0,10 mol L⁻¹. A mistura foi mantida por duas horas em mesa agitadora de movimento circular horizontal com rotação de 200 RPM. Após o repouso para decantação do material sólido, filtrou-se em papel Whatman 42, transferiu-se o filtrado para frasco de vidro e estocou-se a 4° C. Os extratos foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica por EAAC

A extração para a determinação de metais totais (Cd, Zn, Fe, Mn, Cr e Ni) seguiu a metodologia descrita por Santos (1999). Transferiu-se 1,0 g de sedimento para tubos de digestão, adicionou-se uma solução concentrada de 10 ml de HNO₃ concentrado e 5 ml de HClO₄. Após 2 horas de aquecimento a 150 °C retirou-se o tubo do aparelho digestor e depois de breve resfriamento adicionou-se 5 ml de H₂O₂ a 30%. Após a digestão completa da matéria orgânica (extrato límpido), os extratos foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica por EAAC

3.5. Análise dos resultados

3.5.1. Macroinvertebrados aquáticos

3.5.1.1. Definição do melhor nível de resolução taxonômica para a avaliação do impacto de diferentes usos da terra

Um teste estatístico de Mantel (Mantel, 1967), foi aplicado sobre a fauna analisada para avaliar se o nível de identificação taxonômica proporciona alguma diferença quando se pretende avaliar os usos da terra. Esse teste foi complementado pela análise de agrupamentos, utilizando UPGMA pelo índice de similaridade de Bray-Curtis. Os testes foram aplicados da mesma forma em três diferentes situações taxonômicas. I: Sobre a fauna identificada até o nível de família; II: Sobre os representantes da família Chironomidae identificados até o nível de morfotipos, excluindo os demais grupos de macroinvertebrados; III: Sobre a fauna total, com a identificação de Chironomidae até o nível de morfotipos e os demais macroinvertebrados em nível de família. Esta análise converteu os dados faunísticos dos três níveis taxonômicos em três matrizes de dados que foram, dessa forma, correlacionadas entre si.

3.5.1.2. Aplicação das métricas

As características comunitárias da fauna de macroinvertebrados de cada córrego foram estabelecidas através da determinação da participação de cada grupo taxonômico, da enumeração do total de indivíduos coletados, do índice de riqueza (Margalef - I_{Mg}), do índice de diversidade (Shannon - H') e pela equitabilidade de Pielou. Para a avaliação da qualidade da água utilizaram-se diferentes métricas: Índice

Biótico “Biomonitoring Working Party System” (BMWP), Índice Biótico Belga (IBB), porcentagem de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), razão entre o número de famílias de EPT e o número de famílias de macroinvertebrados (fam. EPT/Total de famílias X 100), razão entre o número de indivíduos de EPT e o número de larvas de Chironomidae (EPT/Chironomidae X 100), razão entre a quantidade de Chironomidae e a quantidade total de indivíduos coletados (Chironomidae/Total X 100), razão entre o número de larvas de *Chironomus* e o número total de Chironomidae (*Chironomus*/Chironomidae X 100), razão entre a quantidade de espécimes fragmentadores e coletores (fragmentadores/coletores x 100) categorias de alimentação conforme Merritt & Cummins (1996).

3.5.2. Metais potencialmente biodisponíveis

Para se verificar as possíveis diferenças significativas entre os dados obtidos nesse estudo foi aplicado entre às séries de valores obtidos de metais potencialmente biodisponíveis no sedimento o teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis (ANOVA).

4. Resultados

4.1. Variáveis físicas e químicas da água

4.1.1. Nutrientes totais e dissolvidos

Os nutrientes totais e dissolvidos (nitrogênio total, fósforo total, nitrato, nitrito e amônia) foram detectados em concentrações diferenciadas nos córregos, porém em pequenas concentrações. No córrego Chibarro (C5) foi analisado apenas o teor de fosfato total, devido a perda da época da coleta para este córrego.

Os teores de nitrogênio total e fosfato total foram maiores nos córregos sob influência da atividade canavieira. Nitrogênio total (N Total) variou de 190 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego Espreado (com mata ciliar) até 1260 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego Bela Vista (com cana-de-açúcar) (Figura 14); fosfato (P Total) apresentou valores baixos em todos os córregos, oscilando entre um mínimo de 0,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego Fazzari (com mata ciliar) ao máximo de 1,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego São João (com cana-de-açúcar) (Figura 15). O nitrato variou entre 0,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego São João (com cana-de-açúcar) até 203 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego São Vicente (com mata ciliar parcialmente impactada) (Figura 16). O nitrito foi detectado variando de 0,015 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no córrego do Fazzari (com mata ciliar) até 0,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no córrego Água Sumida (com cana-de-açúcar) (Figura 17). A amônia foi detectada em baixas concentrações em todos os córregos, com valores variando de 0,003 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego do Fazzari até 4,26 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego Água Preta (Figura 18).

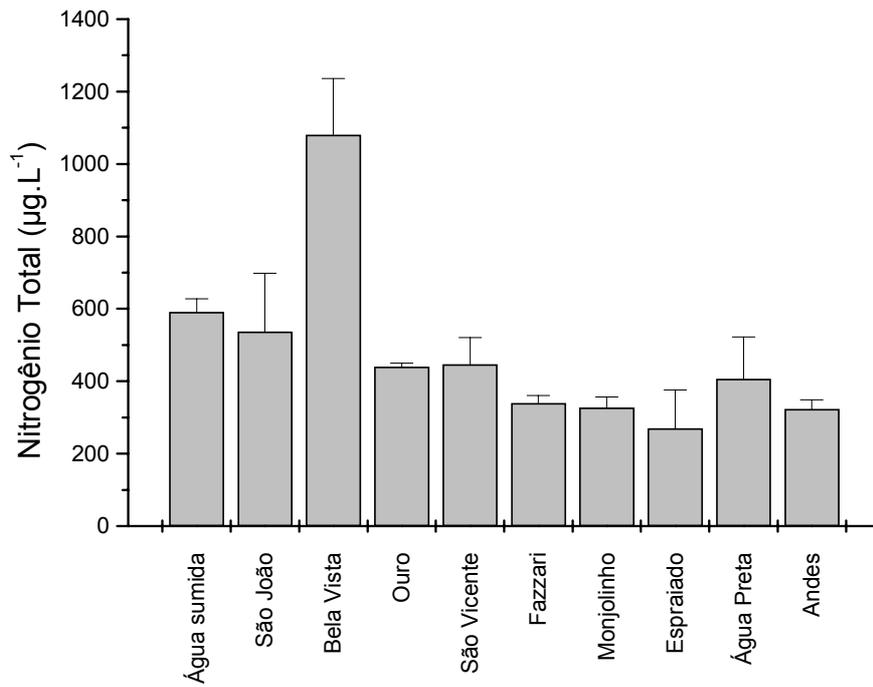


Figura 14: Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de nitrogênio total nos córregos selecionados.

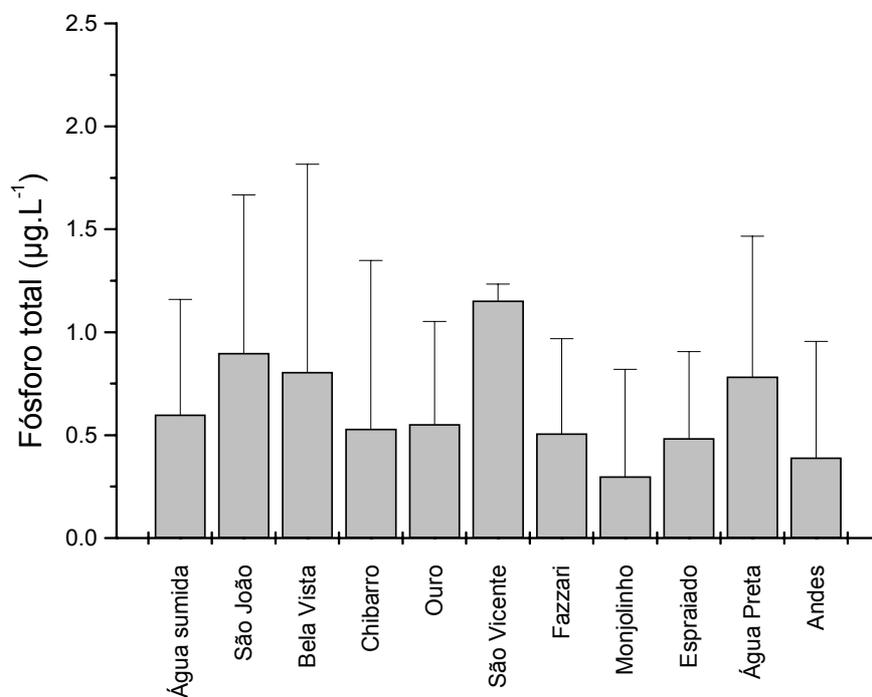


Figura 15: Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de fosfato total nos córregos selecionados.

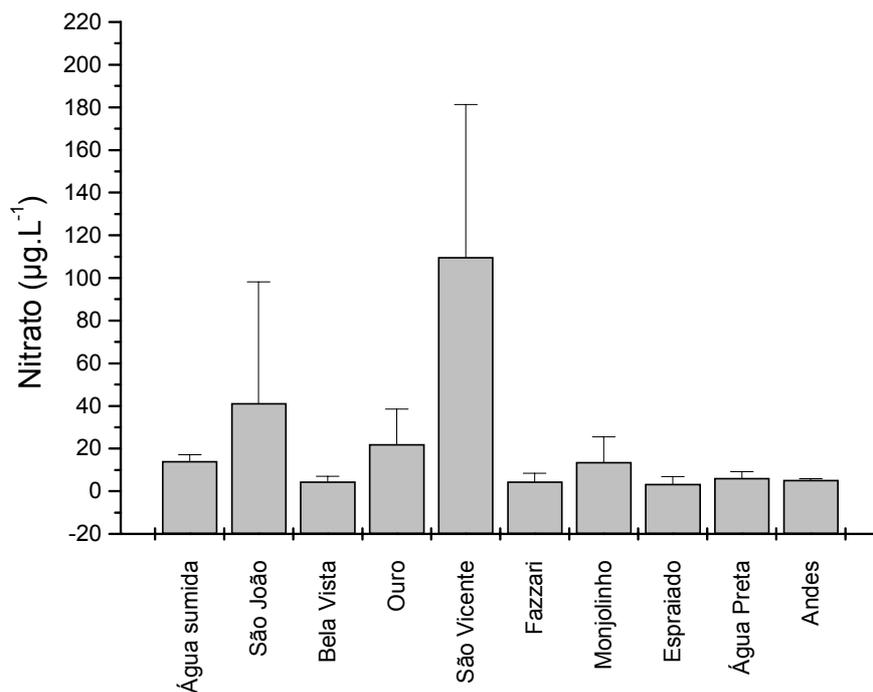


Figura 16: Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de nitrato nos córregos selecionados.

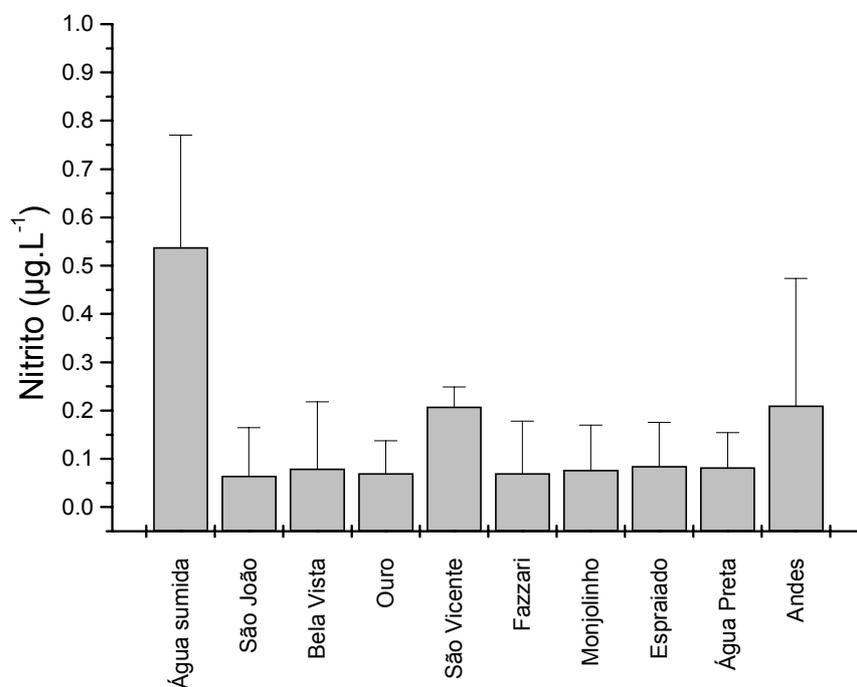


Figura 17: Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de nitrito nos córregos selecionados.

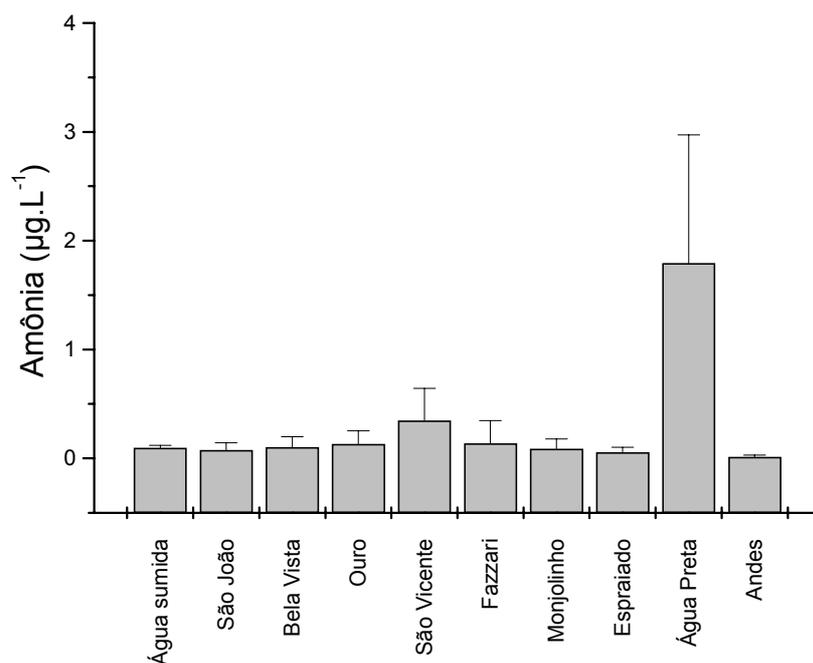


Figura 18: Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de amônia nos córregos selecionados.

4.1.2. Variáveis físicas e químicas (Multisensor)

O oxigênio dissolvido (O₂) apresentou concentrações mais baixas nos córregos Água Sumida e São João com atividade canavieira e Água Preta (pastagem). Os valores variaram de 1,2 mg.L⁻¹ no Córrego Água Preta (pasto) até 7,6 mg.L⁻¹ no Córrego Monjolinho (com mata ciliar). O pH apresentou valores semelhantes em todos os córregos, variando entre 6 e 8. A temperatura da água variou entre 20°C e 26°C nos córregos. Nos córregos localizados em área com mata ciliar preservada as temperaturas foram ligeiramente mais baixas. Os valores de condutividade foram baixos em todos os córregos, porém também mais baixos nos córregos localizados em áreas com mata ciliar. Maiores detalhes sobre os resultados destas análises podem ser observados, graficamente, nas Figuras 19 a 22.

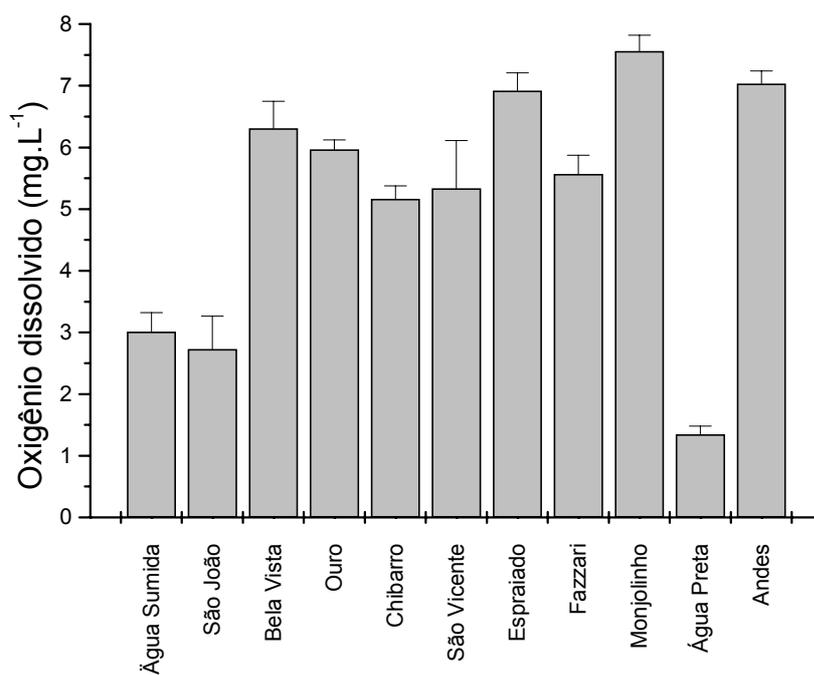


Figura 19: Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de oxigênio dissolvido nos 11 córregos selecionados.

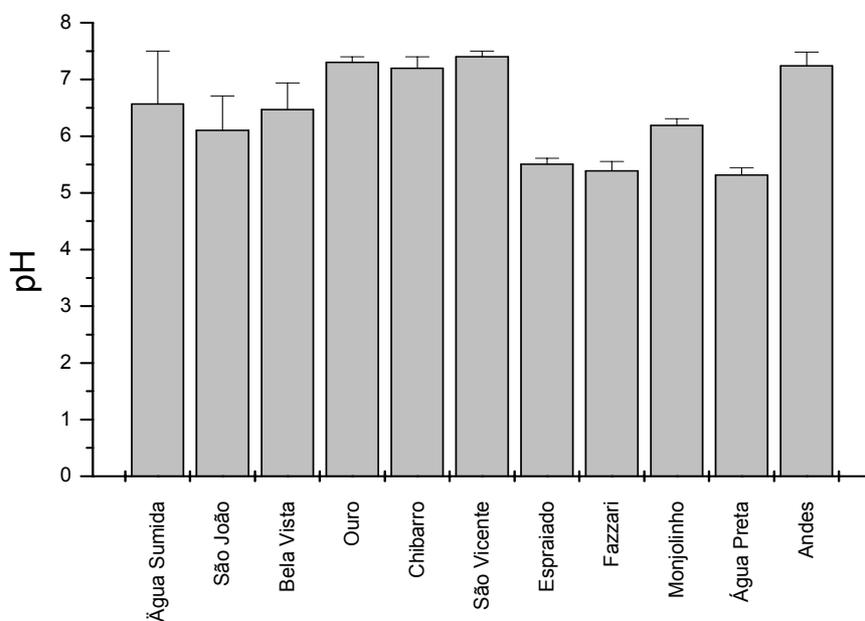


Figura 20: Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de pH nos 11 córregos selecionados.

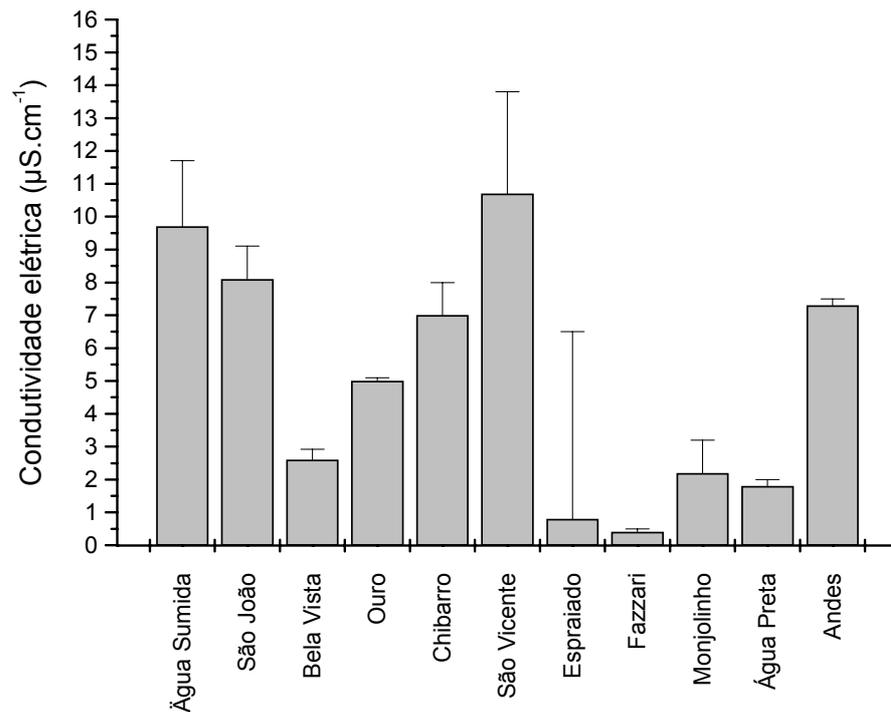


Figura 21: Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de condutividade elétrica nos 11 córregos selecionados.

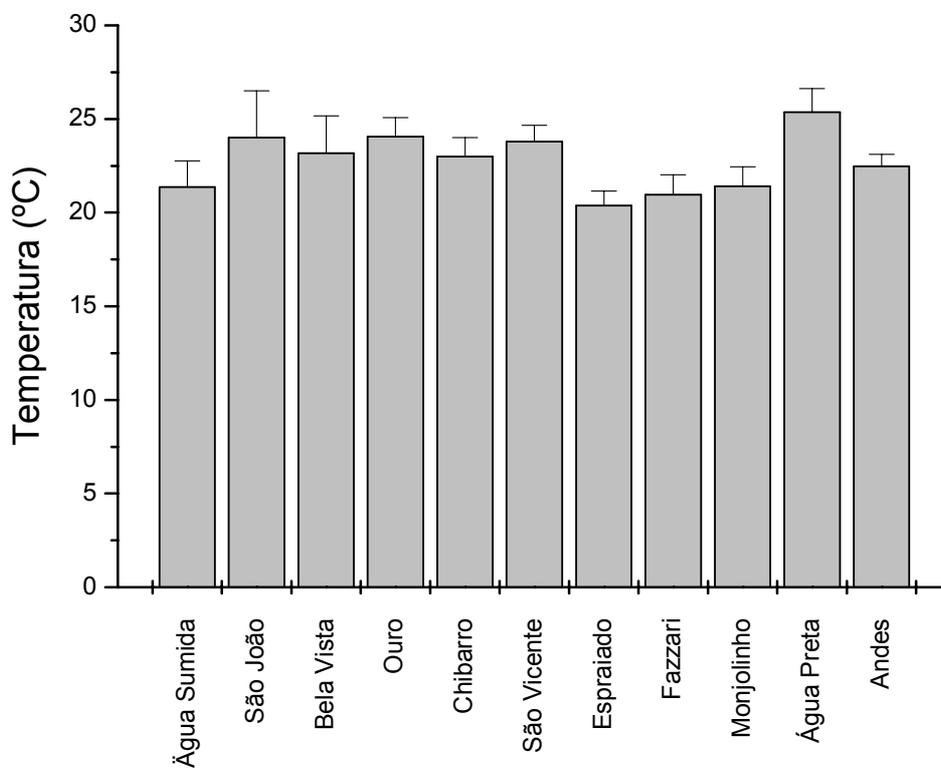


Figura 22: Valores médios e respectivos desvios padrão dos valores de temperatura nos 11 córregos selecionados.

4.2.3. Material em suspensão

De um modo geral, observou-se que os córregos com cultivo de cana de açúcar apresentaram maiores valores dos sólidos totais, com a presença de material inorgânico e orgânico na sua composição. Em contrapartida, os córregos com a presença de mata ciliar de entorno, apresentaram valores menores de material em suspensão e, com maior parcela de material orgânico. Os córregos em áreas de pastagem apresentaram altos valores de material em suspensão tanto totais e inorgânicos, mas com pouco MSO (material em suspensão orgânico). O maior valor foi observado no córrego do Ouro (cana de açúcar) e o menor valor encontrado foi obtido no córrego Monjolinho (mata). Os resultados gerais podem ser vistos na Figura 23.

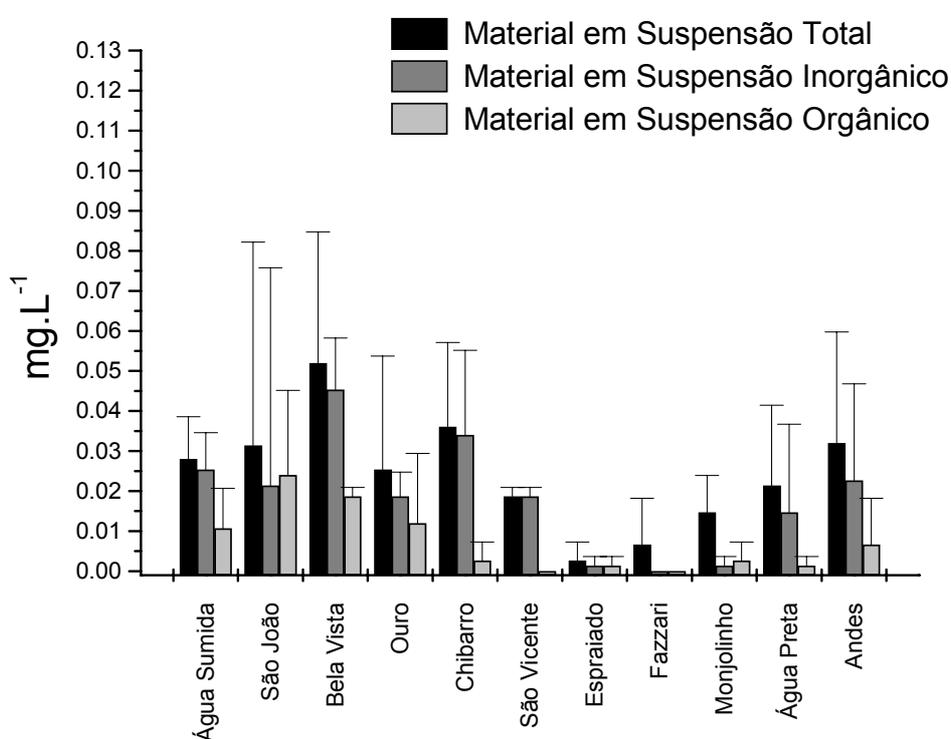


Figura 23: Percentuais médios e respectivos desvios padrão de material em suspensão (total, inorgânico e orgânico) detectado nos 11 córregos selecionados.

4.3. Variáveis físicas e químicas do sedimento

4.3.1. Matéria orgânica

Os valores obtidos para a matéria orgânica foram baixos em todos nos córregos analisados, exceto no córrego Fazzari. Os teores variaram entre 0,43% a 31,80% nos 11 córregos. O maior teor foi observado no Córrego do Fazzari, com mata ciliar preservada. O menor valor foi obtido no córrego do Espriado, também com mata ciliar (Figura 24).

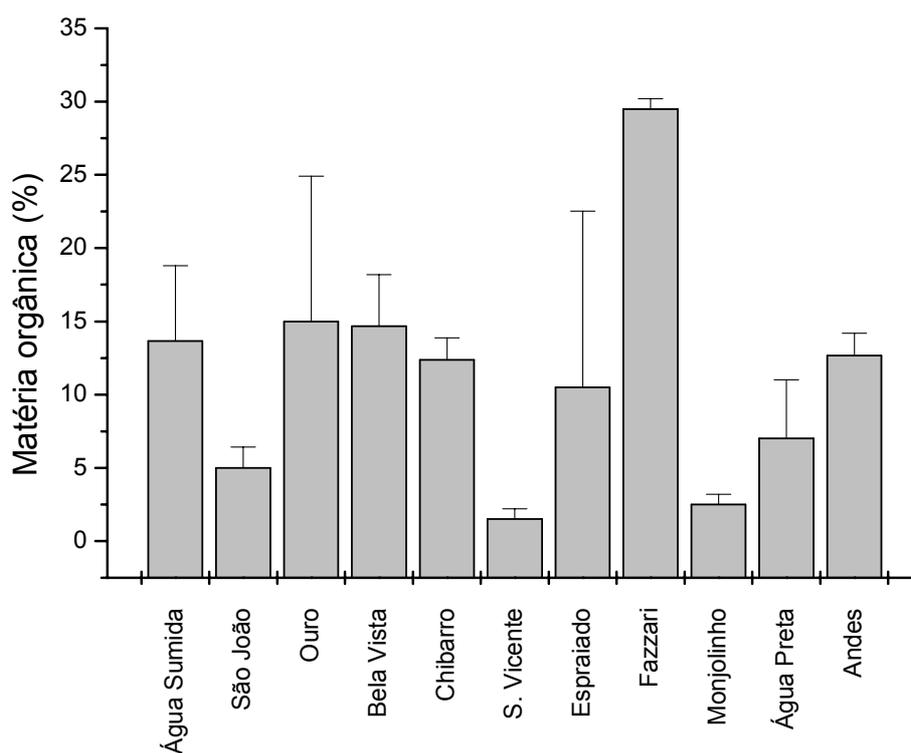


Figura 24: Teor médio de matéria orgânica (%) e respectivos desvios padrão nos sedimentos dos córregos selecionados.

4.3.2. Metais totais e potencialmente biodisponíveis

As concentrações de metais nos sedimentos dos córregos analisados apresentaram diferenças de acordo com os usos da terra nas áreas adjacentes (cana-de-açúcar, mata e pasto). O cádmio na fração potencialmente biodisponível não foi detectado em nenhum dos córregos analisados, porém, na forma total esteve presente em concentrações bem mais elevadas nos córregos situados em áreas abertas (sem mata ciliar) com cultivo de cana-de-açúcar e pasto. Cobre e zinco apresentaram valores característicos para cada situação de uso da terra, com maiores concentrações nos córregos situados nas áreas de cana-de-açúcar. Crômio e níquel estiveram presentes no sedimento da maioria dos córregos, porém em pequenas concentrações, principalmente nas frações biodisponíveis. O ferro, inversamente ao crômio e ao níquel, apresentou elevadas concentrações em todos os córregos, e também com teores maiores nas áreas abertas (sem mata ciliar). Os valores com as frações potencialmente biodisponíveis podem ser observados na Tabela II.

Tabela II: Concentrações de metais potencialmente biodisponíveis nos 11 córregos selecionados. Os valores estão apresentados em mg.Kg⁻¹.

Córrego/Metal	Cr	Ni	Cu	Zn	Fe	Mn
C1 (Água Sumida)	nd	nd	53,55	51,85	39,58	nd
C2 (São João)	nd	nd	7,30	3,18	1,72	0,71
C3 (Bela Vista)	nd	nd	25,60	13,30	nd	nd
C4 (Ouro)	2,11	0,37	35,05	8,72	1,87	0,95
C5 (Chibarro)	0,71	nd	32,00	5,76	0,56	3,71
M1 (São Vicente)	0,67	nd	2,00	2,69	1,07	0,34
M2 (Espriado)	2,10	nd	4,45	3,05	0,74	0,13
M3 (Fazzari)	nd	nd	7,60	6,75	1,65	nd
M4 (Monjolinho)	nd	nd	3,15	0,45	0,19	0,02
P1 (Água Preta)	0,38	nd	nd	0,83	1,12	0,04
P2 (Andes)	0,16	nd	56,25	8,96	6,90	4,60

nd: não detectado

O teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis (ANOVA) aplicado sobre os valores detectados para os metais na fração potencialmente biodisponível evidenciou diferenças significativas para os metais Cu e Zn ($P < 0.05$) entre os córregos situados em áreas de cana-de-açúcar e mata ciliar. O metal Fe apresentou diferença significativa ($P < 0.05$) entre os córregos situados em áreas de pastagem e mata ciliar. Os demais metais Mn, Cr, e Ni não apresentaram diferenças significativas. A média dos valores destes metais (fração biodisponível e total) obtidos para as três diferentes situações de uso da terra (cana, pasto e mata) são apresentados respectivamente na Figura 25A e B.

Em virtude da inexistência de padrões pré-estabelecidos para as concentrações de metais no sedimento aquático, os valores obtidos nesse estudo foram comparados com outros trabalhos em diferentes situações de uso da terra (Tabela III).

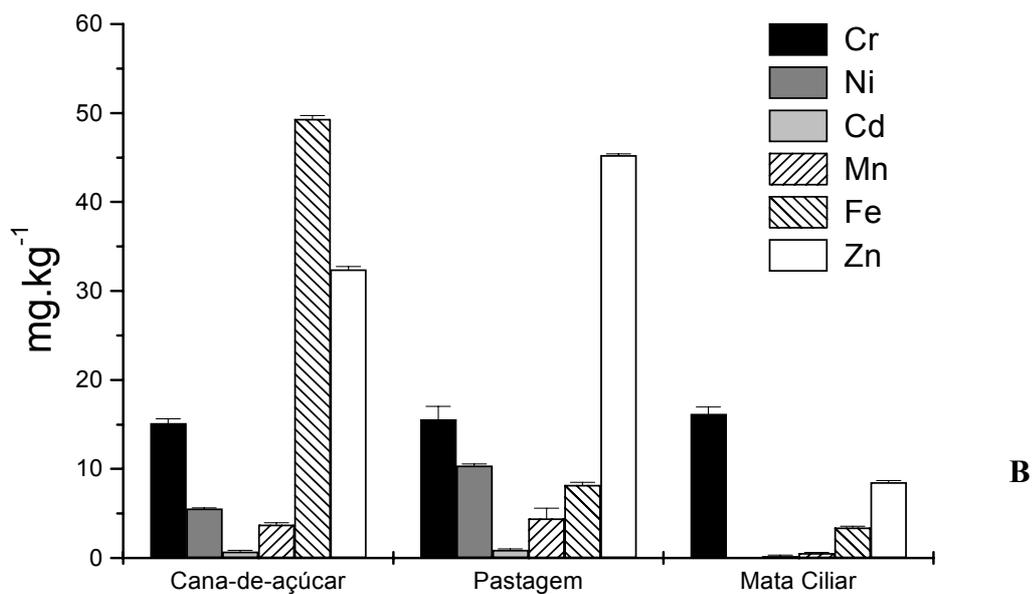
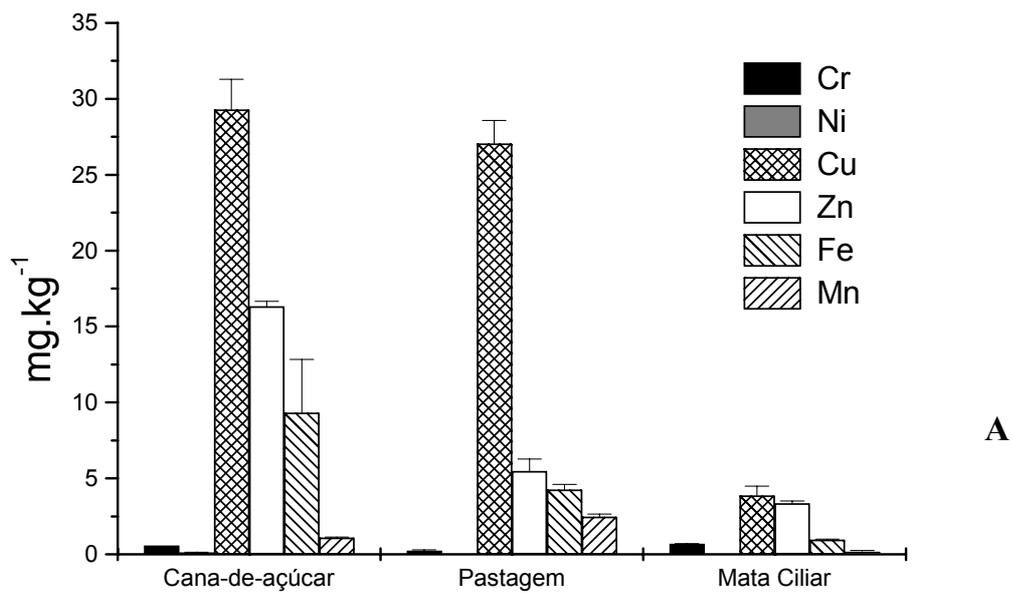


Figura 25 A: Valores médios e desvio padrão das concentrações de metais biodisponíveis (Cu, Zn, Fe, Mn, Cr) nos sedimentos dos córregos sob diferentes usos da terra. Os valores de Fe estão divididos por 1000 e os valores de Mn por 100. O Ni foi detectado em apenas uma amostra. **B:** Valores médios e desvio padrão das concentrações de metais totais (Cd, Zn, Fe, Mn, Cr e Ni). Os valores de Fe estão divididos por 1000 e os valores de Mn por 100. O Ni foi detectado em apenas duas amostras.

Tabela III: Concentração de metais biodisponíveis (mg.kg^{-1} de sedimento seco) presente no sedimento de córregos do Estado de São Paulo, incluindo os 11 córregos selecionados.

Local	Ref.	Cu	Zn	Fe	Cd	Cr
Córrego Cafundó	22	4,66	6,15	*	0,08	nd
Córrego Boa Sorte	22	2,2	3	*	nd	0,44
Córrego Jataí	22	6,65	7,15	*	0,05	1,06
Ribeirão Anhumas	6	16,78	*	*	0,41	0,93
Represa de Barra Bonita	23	5,2	10,7	*	nd	2,4
Represa Billings	23	62	444	*	1,7	25
Rio Jacaré Guaçu	15	2	3,49	1000	nd	nd
Rio Monjolinho	15	8,86	5,46	850	nd	nd
Córrego Água Sumida (C1)	Presente estudo	53,55	51,85	3958	nd	*
Córrego São João (C2)	Presente estudo	7,3	10,9	4979	nd	nd
Córrego Bela Vista (C3)	Presente estudo	25,6	13,3	*	nd	*
Córrego Ouro (C4)	Presente estudo	35,05	18	1606	nd	2,11
Córrego Chibarro (C5)	Presente estudo	32	13,25	7647	nd	0,71
Córrego São Vicente (M1)	Presente estudo	2	5,35	2141	nd	0,67
Córrego Espreado (M2)	Presente estudo	4,45	3,95	*	nd	2,1
Córrego Fazzari (M3)	Presente estudo	7,6	6,75	1655	nd	*
Córrego Monjolinho (M4)	Presente estudo	3,15	11,05	*	nd	nd
Córrego Água Preta (P1)	Presente estudo	< LD	4,4	2531	nd	0,38
Córrego Andes (P2)	Presente estudo	56,25	29,5	*	nd	0,16

Ref. 22 (Lima, 1990) ambientes com mata ciliar; Ref. 6 (Santos 1999) mata ciliar; Ref. 23 (Silveiro, 2000) ambientes com impacto antrópico; Ref. 15 (Peláez-Rodríguez, 2001) ambientes com impactos da agricultura e impactos urbanos. *(não analisado), nd (não detectado).

4.3.3. Organoclorados

Os níveis de concentração dos organoclorados nas amostras de sedimento dos córregos variaram de 0 a $1787 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Os compostos presentes foram detectados em diferentes proporções e concentrações, porém os córregos situados em áreas adjacentes à atividade canavieira apresentaram as maiores ocorrências e maiores concentrações dos compostos analisados (Tabela IV).

Tabela IV: Concentração de compostos organoclorados no sedimento dos 11 córregos selecionados. Os valores estão apresentados em $\mu\text{g.kg}^{-1}$ C1 a C5 (cana-de-açúcar); M1 a M4, (mata ciliar); P1-P2 (pastagem)

Compostos	C1	C2	C3	C4	C5	M1	M2	M3	M4	P1	P2	Ref
Alfa BHC	nd	nd	8	16	2,0	nd	2,2	nd	2,0	nd	nd	1,25
Beta BHC	9,0	8,0	17	7,0	13	nd	5,0	nd	nd	nd	6,9	1,25
Delta BHC	12	nd	13	9,0	94	nd	nd	nd	4,2	16,9	nd	1,25
Heptacloro	16	nd	nd	21	25	nd	nd	nd	6,5	nd	nd	*
Aldrin	277	50	52	1787	95	34	120	22	102	7,14	77	1,25
Epóxido de Heptac.	5,0	nd	1,0	1,0	13	nd	nd	0,6	31	2,3	0,4	*
Endosulfan I	nd	nd	nd	3,0	5,0	27	nd	nd	nd	nd	nd	*
4,4 DDE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	22,9	2,5
Dieldrin	nd	6,0	nd	2,0	nd	12,8	nd	1,34	1,2	nd	3,5	*
Endrin	2,0	10	9,0	1,0	5,0	31	nd	nd	nd	32	nd	*
4,4 DDD	nd	nd	4,0	nd	nd	nd	0,53	3,4	0,8	nd	5,3	2,5
Endosulfan II	2,0	nd	2,0	8,0	13	74,8	nd	2,1	nd	nd	3,1	3,75
4,4 DDT	1,0	nd	3,0	nd	nd	110	nd	1,8	nd	nd	23	*
Endrin Aldeído	58	nd	82	nd	46	nd	nd	nd	nd	nd	8,5	2,25
Endosulfan Sulfato	12	65	6,0	31	15	98,7	23	144	23	11	45	*

nd: não detectado

Ref: valores de referência para solos (Resolução Conama 357)

* não apresenta valor de referência

O composto Aldrin esteve presente no sedimento de todos os córregos e em altas concentrações. Os valores variaram de $7,14 \mu\text{g.kg}^{-1}$ no córrego Andes (pastagem) até $1787 \mu\text{g.kg}^{-1}$ no córrego do Ouro (cana-de-açúcar). No entanto, os maiores valores e ocorrências foram observados nos córregos situados em áreas adjacentes ao cultivo de cana-de-açúcar.

Os resultados obtidos para o composto BHC (alfa, beta e delta) evidenciaram que os córregos com atividade canavieira no entorno apresentam maiores quantidades e ocorrências desses compostos. Os valores variaram de $1,75 \mu\text{g.kg}^{-1}$ de alfa BHC no córrego Chibarro (cana-de-açúcar) até $93,8 \mu\text{g.kg}^{-1}$ de delta BHC para o mesmo córrego. As amostras P1 e P2 (áreas de pastagem) apresentaram valores baixos e com pouca ocorrência. Entretanto, as únicas amostras que estiveram isentas do composto

BHC foram às amostras A8 e A9 que são respectivamente os córregos Fazzari e São Vicente, ambos situados em áreas com proteção das matas ciliares ou ao menos mata ciliar parcialmente impactada.

O composto Endrin apresentou valores que variaram entre 1,16 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e 31,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e foi detectado em todos os córregos com atividade canavieira no entorno. Os organoclorados Endosulfan I e II, juntamente com Diclorodifeniletano (DDT) e seus análogos (DDD, DDE) estiveram presentes de modo diferenciado nos córregos e em baixas concentrações. O Endosulfan Sulfato, principal metabólito do Endosulfan I e II esteve presente em todos os córregos com altas concentrações e em maiores quantidades que os isômeros I e II.

4.4. Macroinvertebrados aquáticos

4.4.1. Estrutura taxonômica

Nos 11 córregos foram analisados 3365 exemplares de 37 famílias de macroinvertebrados (Tabela V). Em todos os corpos d'água houve predomínio de larvas de Chironomidae (Diptera), que contribuíram, em média, com 70% da fauna (mínimo de 54% no Córrego do Espraiado-M2 e máximo de 90% no Córrego Água Sumida-C1). Das demais famílias, Libellulidae, Dytiscidae, Ceratopogonidae e Polycentropodidae foram as que apresentaram maior frequência, com ocorrência >70% na maioria dos córregos. Nos córregos sem mata ciliar, especialmente naqueles localizados próximos à atividade canavieira, houve maior quantidade de larvas de Odonata principalmente da família Libellulidae e de Annelida, incluindo as famílias Tubicidae e Naididae (Oligochaeta) e Glossiphoniidae (Hirudinea). Os córregos protegidos por mata ciliar apresentaram maior variedade de grupos tais como, as

várias famílias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, além dos Diptera das famílias Tipulidae e Tabanidae ausentes nos demais córregos (Tabela V).

Entre os 54 táxons de Chironomidae identificados, o maior número (37) foi observado nos córregos de mata; nos córregos de áreas de cana-de-açúcar e de áreas de pastagem foram analisados respectivamente 32 e 11 táxons. Entre os táxons analisados, as larvas de *Chironomus* spp., juntamente com *Rheotanytarsus* spp., *Ablabesmyia gr. annulata* sp., *Ablabesmyia (Karellia)* sp., *Djalmabatista pulcher*, *Djalmabatista* sp.2 e *Pentaneura* sp. foram as mais frequentes. Nos córregos com atividade canavieira e pastagem, houve predomínio numérico das larvas de *Chironomus* spp., *Ablabesmyia gr. annulata* sp., *Ablabesmyia (Karellia)* sp. e *Procladius* sp. Nos córregos das áreas mais preservadas, além da maior riqueza, as larvas de *Beardius* sp., *Stenochironomus* spp., *Endotribelos* spp. e *Caladomyia* spp foram exclusivas (Tabela VI).

Tabela V. Participação das famílias de macroinvertebrados aquáticos nos 11 córregos selecionados. Legendas dos córregos, como na tabela I

Macroinvertebrados	C1	C2	C3	C4	C5	M1	M2	M3	M4	P1	P2
Aeshnidae							○				
Coenagrionidae				○	◆	○		○	○		
Calopterygidae							◆	◆	◆		
Gomphidae			○	○	○	○			◆		
Libellulidae		◆	◆	◆	◆	◆	○		○		◆
Megapodagrionidae									○		
Calamoceratidae							○	◆			
Odontoceridae					◆	◆	●	◆			
Psychomyiidae									○		
Helicopsychidae									○		
Hydroptilidae		◆	◆		○			○		○	
Hydropsychidae						○					
Polycentropodidae			○	○		○	○	◆	◆		◆
Belostomatidae			○				○		○	○	
Corixidae			○			○				○	
Gerridae				○				○			
Nepidae									○		
Hydrometridae							○		○		
Pleidae							◆				
Vellidae						◆			○		
Baetidae							◆				
Leptophlebiidae							●	●	◆		
Elminthidae				○			◆	◆	○		
Dytiscidae			○	○	○	○		◆	○	○	○
Hydrophilidae				○		○	○		◆	○	○
Perlidae							◆				
Gripopterygidae							◆		◆		
Ceratopogonidae		○		○	○	◆	○	◆		○	◆
Chironomidae	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Simuliidae			◆			■	○		◆		
Tabanidae						○		◆	◆		
Tipulidae						◆	◆	◆	◆		
Naididae	◆	◆			○		◆	◆		■	
Tubificidae		●		●	◆		○	○	○		
Lumbricidae	◆		◆	◆				◆	○		◆
Glossiphoniidae	○	◆	◆			○	○	◆		■	
Planorbiidae			◆			◆					
Total	280	247	163	204	260	368	267	378	279	671	248
	■ ≥ 50			20 ≤ ● < 50			5 ≤ ◆ < 20		○ < 5 exemplares		

Tabela VI. Participação dos táxons de Chironomidae nos 11 córregos selecionados.
 Legendas dos córregos, como na tabela I.

Chironomidae	C1	C2	C3	C4	C5	M1	M2	M3	M4	P1	P2
<i>Ablabesmyia gr. annulata</i> sp.			◆	◆	●	○	○	○	◆		
<i>Ablabesmyia (Karellia)</i> sp.		◆	○				◆	■	○		◆
<i>Alotanypus</i> (?) sp.				○							
<i>Clinotanypus</i> sp.			○	◆	◆					●	◆
<i>Coelotanypus</i> sp.	○				◆						
<i>Djalmabatista</i> sp. 1			◆								
<i>Djalmabatista</i> sp. 2			◆		◆	○	◆	●	○		○
<i>Fittkauimyia</i> sp.			○					○			
<i>Labrundinia</i> sp.					●		○	◆			
<i>Larsia</i> sp.			○	○	○		○	○			
<i>Macropelopia</i> (?) sp.			○								
<i>Pentaneura</i> sp.			○		○	◆	◆	○	◆	○	
<i>Procladius</i> sp.		○	○	○	○						
<i>Thienemannimyia</i> sp.					○						
<i>Zavreliomyia</i> sp.										○	
<i>Beardius</i> sp.							◆	◆			
<i>Chironomus</i> spp.	■	■	◆	●	■	◆	○		○	■	■
<i>Cladopelma</i> sp.								○			
<i>Cryptochironomus</i> sp.		○	○	◆			○				○
<i>Endotribelos</i> sp. 1						◆	◆	■	◆		
<i>Endotribelos</i> sp. 2						○	◆	◆			
<i>Endotribelos</i> sp. 3							○	○	○		
<i>Fissimentum</i> sp.							○				
<i>Goeldichironomus</i> sp.					○						
<i>Harnischia</i> (complexo) spp.					○		○	◆	●		
<i>Lauterborniella</i> sp.									○		
<i>Nilothauma</i> sp.								○			
<i>Oukuriella</i> sp.							○				
<i>Paratendipes</i> sp.			○								
<i>Polypedilum</i> spp.					◆	◆	●		■	○	
<i>Stenochironomus</i> spp.							◆	●	○		
<i>Zavreliella</i> sp.									○		
<i>Caladomyia</i> sp. 1					○		◆	◆	○		
<i>Caladomyia</i> sp. 2								○			
<i>Rheotanytarsus</i> spp.		◆	◆	■	◆		◆	○	●	○	
<i>Stempellinella</i> sp.		○				○	◆	○			
<i>Stempellina</i> sp.				○							
<i>Tanytarsus</i> sp. 1						○		◆	◆		

Continuação	C1	C2	C3	C4	C5	M1	M2	M3	M4	P1	P2
<i>Tanytarsus</i> sp. 2				○		○	○	○	◆		
<i>Tanytarsus</i> sp. 3								○			
<i>Tanutarsus</i> sp. 4		○	○	●	○					○	◆
<i>Tanytarsus</i> sp. 5								◆			
<i>Tanytarsus</i> sp. 6									○		
<i>Tanytarsus</i> sp. 7							◆				
<i>Cardiocladius</i> sp.									○		
<i>Cricotopus</i> sp.		○	○				◆				
<i>Corynoneura</i> sp.							◆		○		
<i>Gymnometriocnemus</i> sp.				○					○		
<i>Lopescladius</i> sp.							○				
<i>Nanocladius</i> sp.		○		○	◆		○		○		
<i>Parakiefferiella</i> sp.							○				
<i>Parametriocnemus</i> sp.			○			■	○		◆		
<i>Thienemanniella</i> sp. 1			◆	○			◆		○		
<i>Thienemanniella</i> (?) sp. 3			●	○		◆	◆		◆		◆

■ ≥ 50 20 ≤ ● < 50 5 ≤ ◆ < 20 ○ < 5 exemplares

4.4.2. Definição do nível de resolução taxonômica para avaliação ambiental

A análise de Mantel, aplicada sobre os três níveis taxonômicos considerados nesse estudo indicou diferenças significativas entre as situações. A análise demonstrou que existem diferenças entre as matrizes de dados analisadas. Os dados resultaram em um alto valor de P, o que indica que as três matrizes são significativamente diferentes, e um baixo valor de r o que indica que as matrizes não se correlacionam entre si. Esses resultados indicam que o nível de resolução taxonômica é importante para se avaliar o impacto de diferentes usos da terra, utilizando-se os macroinvertebrados aquáticos (Tabela VII).

Tabela VII: Resultado da análise de Mantel com os respectivos valores de P e r para as três matrizes de dados consideradas nesse estudo.

Matrizes/Dados	P*	r *
Matriz Chironomidae X Matriz família	0.9911	0.37843
Matriz Chironomidae X Matriz total	0.5897	0.03093
Matriz total X Matriz família	0.9776	0.27321

*P<0.05 (matrizes iguais)

*r: quanto mais baixo, maior a correlação entre as matrizes

4.4.2.1. Análise de agrupamentos

Baseado na análise anterior, foi aplicada uma análise de agrupamentos sobre a fauna aquática, para se avaliar qual nível de resolução taxonômica aponta melhor as diferenças entre os usos da terra resultou em informações importantes. Com identificação da fauna em nível de famílias o teste não apontou diferenças entre os 11 córregos, exceto para o Córrego Água Preta (P1) (Figura 26).

Quando o teste foi aplicado para as larvas de Chironomidae, identificadas até o nível de espécies e/ou morfotipos, as diferenças nos usos da terra se tornaram mais evidentes (Figura 27). Utilizando a mesma análise, reunindo, porém as espécies e/ou morfotipos de Chironomidae e as outras famílias de macroinvertebrados, obteve-se um resultado mais exato sobre os impactos da atividade agrícola sobre a macrofauna aquática (Figura 28). Em vista desses resultados obtidos a partir desses testes, optou-se pela análise e avaliação da estrutura comunitária considerando as famílias de macroinvertebrados aquáticos e as espécies/morfotipos de Chironomidae.

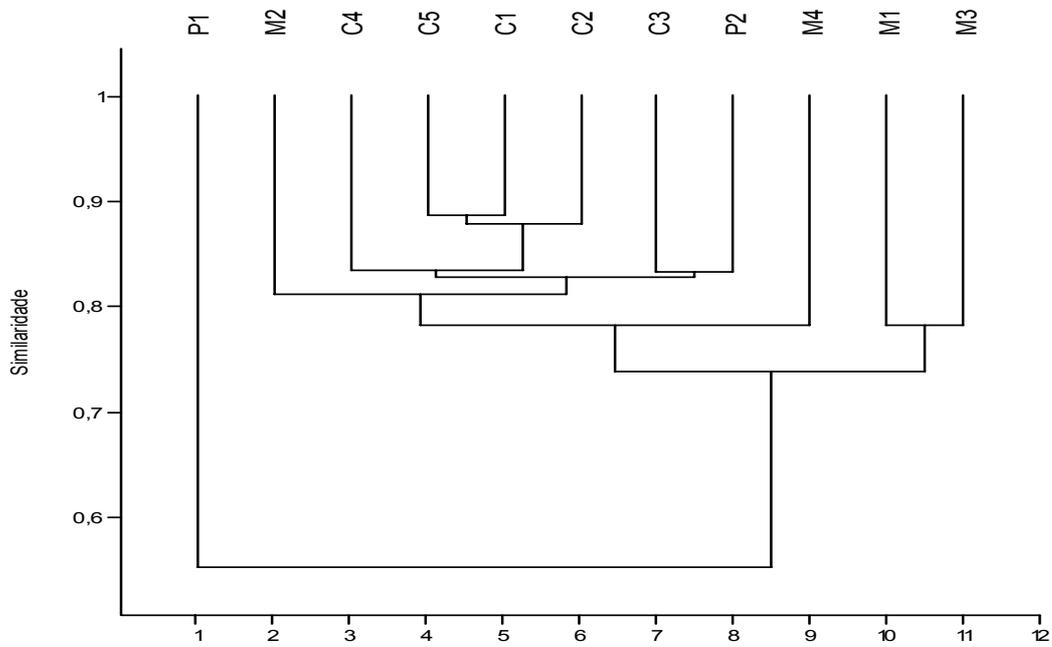


Figura 26: Dendrograma resultante da análise de agrupamentos, utilizando índice de similaridade de Bray-Curtis com UPGMA, aplicada às famílias de macroinvertebrados aquáticos dos 11 córregos.

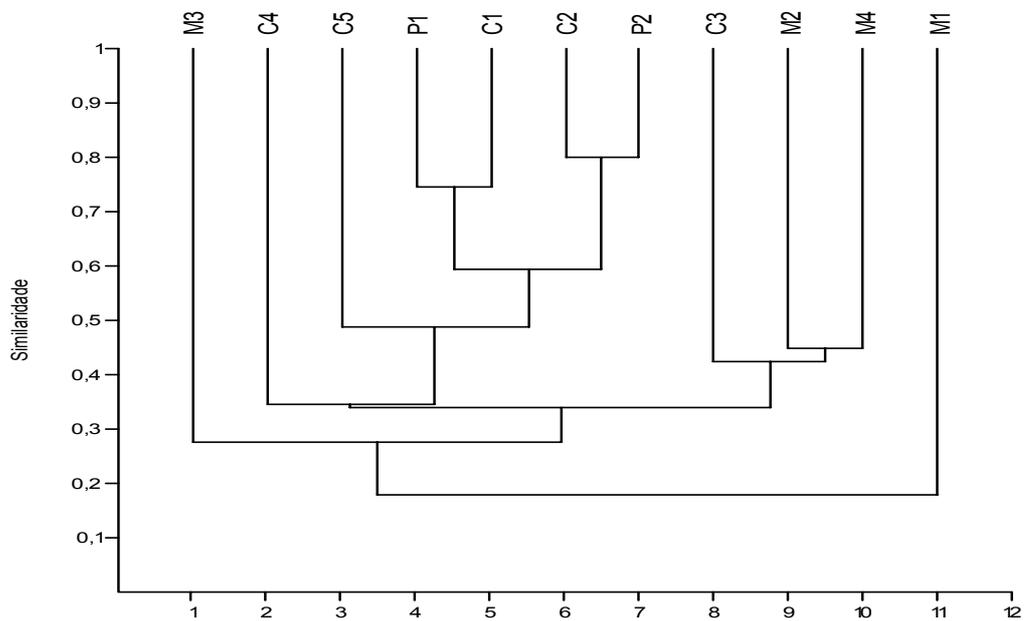


Figura 27: Dendrograma resultante da análise de agrupamentos, utilizando índice de similaridade de Bray-Curtis com UPGMA, aplicada apenas às larvas de Chironomidae dos 11 córregos.

100) parece ter apontado diferenças importantes sobre os diferentes usos da terra. As demais métricas de avaliação aplicadas às comunidades não mostraram diferenças muito evidentes entre os tipos de uso da terra. Os índices bióticos (BMWP e IBB) aplicados aos 11 córregos apontaram para boa qualidade da água nos córregos preservados (M1-M4) e de regular a ruim nos córregos de áreas com atividade canavieira e pastagem (Tabela VIII). Bastante evidentes foram as maiores porcentagens de EPT e menor proporção *Chironomus*/outros grupos, nos córregos localizados nas áreas preservadas. Nestas áreas, existe uma maior número de táxons com maior porcentagem de EPT, além de uma maior concentração de outros grupos de macroinvertebrados em relação ao gênero *Chironomus*. Essas diferenças se tornam mais evidentes para os córregos Espriado (M2), Fazzari (M3) e Monjolinho (M4), situados em áreas bem preservadas (Figura 29).

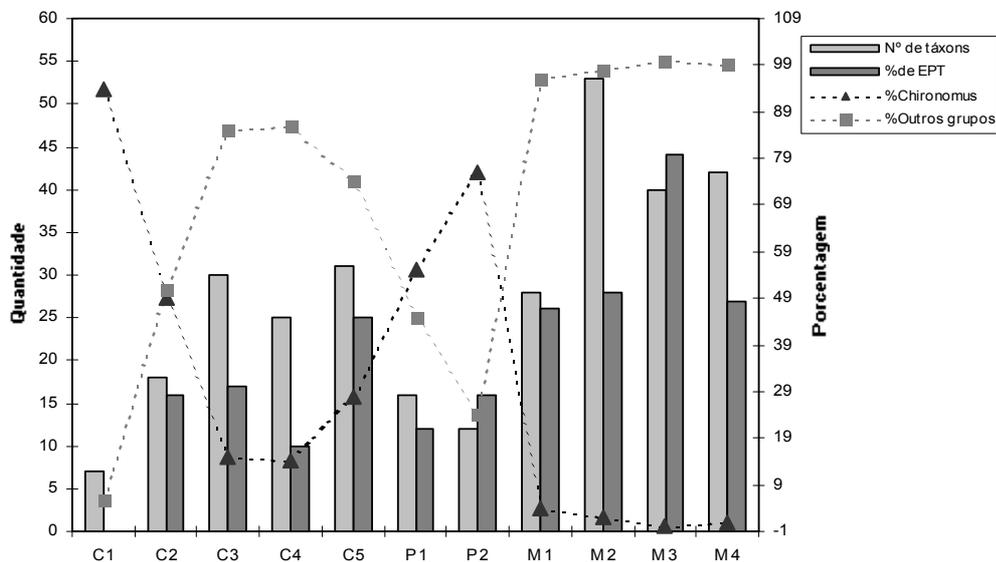


Figura 29: Informações gerais sobre os macroinvertebrados aquáticos dos diferentes córregos. Legendas dos córregos, como na tabela 1.

Tabela VIII. Sumário das principais características comunitárias e valores das métricas de avaliação da qualidade da água nos 11 córregos selecionados. Legendas dos córregos, como na tabela 1.

Métricas	C1	C2	C3	C4	C5	M1	M2	M3	M4	P1	P2
Número de famílias – F	4	7	12	12	10	17	22	18	22	9	7
(Chironomidae/total) x 100	90	74	60	84	83	58	54	65	63	64	88
EPT (%)	0	17	19	10	25	25	28	44	27	12	16
(Chironomus/Chironomidae) x 100	98	65	22	16	35	7	3,2	0	1,6	88	89
(EPT/Chironomidae) x 100	0	6,1	15	0,7	5	9,7	46	28	21	0,9	2,4
(n° fam. EPT/total fam.) x 100	0	17	17	10	26	24	26	43	24	13	17
(fragmentadores/coletores) x100	0	0	0	0	20	80	50	77	40	0	0
Índice de diver. de Shannon (H')	0,2	1,7	3,0	2,1	2,7	2,2	3,5	3,2	3,3	1,3	1,4
Índice de riq. de Margalef (I _{Mg})	0,7	2,7	5,6	4,7	5,1	4,8	8,7	6,8	7,9	2,3	2,4
Equitabilidade	0,1	0,6	0,9	0,7	0,8	0,6	0,9	0,8	0,8	0,4	0,5
Índice Biótico (BMWP)	6	23	53	55	53	91	130	94	130	35	31
Índice Biótico Belga (IBB)	3	6	6	5	6	9	10	9	8	5	5

Classe	Faixa de "score" IBB	Faixa de "score" BMWP	Qualidade da água	Cor indicativa (padrão)
1	9-10	≥ 81	Excelente	Azul
2	7-8	80 - 61	Boa	Verde
3	6	60 - 41	Regular	Amarelo
4	4-5	40 - 26	Ruim	Laranja
5	≤ 3	≤ 25	Péssima	Vermelho

5. Discussão

5.1. Metais e organoclorados

As práticas agrícolas nas áreas adjacentes aos córregos, principalmente com a retirada das matas ciliares e o tipo de manejo do solo observado nos tipos de uso da terra foram, de fato, extremamente importantes na determinação das características desses compostos nos córregos estudados.

Nas áreas com atividade canavieira, a utilização de pesticidas, herbicidas e fertilizantes contendo metais, em diferentes estágios do cultivo da cana-de-açúcar, juntamente com a retirada das matas ciliares e o revolvimento do solo para o plantio, se refletiu em uma maior concentração desses compostos no sedimento destes córregos. Nas áreas de pastagens, apesar da baixa utilização desses compostos nas práticas relacionadas a essa atividade agrícola, a ausência total das matas ciliares observada nas áreas adjacentes aos córregos resultou, de alguma forma, numa concentração maior de alguns metais e pesticidas no sedimento desses córregos se comparado com áreas preservadas.

O metal cádmio na fração potencialmente biodisponível não foi detectado em nenhum dos córregos analisados, porém, na forma total esteve presente em concentrações mais elevadas nos córregos situados em áreas abertas (sem mata ciliar) tanto com cultivo de cana-de-açúcar como de pastagem. O Cd é um metal pesado que, na natureza, ocorre geralmente associado a outros metais como o zinco e o chumbo, e sua extração, produção e aplicação na indústria e na agricultura vem aumentando nos últimos anos. A poluição ambiental por esse metal é preocupante uma vez que, menos de 5% é reciclado (Massabni *et.al.* 2002). Além disso, estudos têm demonstrado que este metal, em altas concentrações no meio aquático, pode

acarretar a morte de algumas espécies de insetos (Massabni *et.al.* 2002; Postma, *et al.*, 1995).

Cobre e zinco apresentaram valores característicos para cada situação de uso da terra, com maiores concentrações nos córregos situados nas áreas de cana-de-açúcar. As elevadas concentrações destes metais estão em concordância com observações de outros pesquisadores (Peláez-Rodríguez, 2001; Barreto, 1999). A contaminação por Cu pode ter origem nos esgotos domésticos e industriais ou se originar por lixiviação de produtos agrícolas através das chuvas (Peláez-Rodríguez, 2001). Por outro lado, os altos valores de Zn nessas áreas podem estar relacionados à atividade de queimada da cana, as quais são comuns nessa época do ano (Ziulli, 1995). Como todos os córregos analisados estão localizados na mesma bacia hidrográfica e assentados em terrenos geologicamente similares, os valores mais elevados destes metais nos sedimentos dos córregos relacionados com o plantio da cana-de-açúcar confirmam a influência dessa atividade agrícola sobre o entorno, uma vez que os fertilizantes utilizados no cultivo da cana-de-açúcar são ricos em metais (Angelotti-Netto, *et al.*, 2004). Os valores menores de Cu e Zn nos sedimentos dos córregos protegidos por mata ciliar estão em concordância com os resultados obtidos por Santos, 1999 e Lima 1990, respectivamente para o Ribeirão das Anhumas e para o Córrego do Cafundó (Estação Ecológica de Jataí), ambos situados em áreas com mata ciliar. Os córregos situados em áreas de pastagem apresentaram valores intermediários dos metais Cu e Zn. Apesar desses córregos não apresentarem nenhum tipo de atividade agrícola no entorno, a ausência total da mata ciliar propiciou, de alguma forma, a entrada dos metais e, possivelmente de outros compostos para as águas dos córregos. Crômio e níquel estiveram presentes no sedimento da maioria dos córregos, porém em pequenas concentrações, principalmente nas frações biodisponíveis. O

crômio raramente é encontrado nas águas naturais, contudo pode ocorrer como contaminante das águas poluídas por despejos de curtumes, de indústrias, de circulação de águas de refrigeração, onde é usado para o controle da corrosão (Batalha & Parlatore, 1993; Canto, 1997). O níquel é um elemento relativamente raro, e corresponde apenas 0,01% da massa da crosta terrestre. É utilizado principalmente na fabricação de aços especiais e é usado também como catalisador nas indústrias químicas, farmacêuticas e alimentícias (Canto, 1997). O ferro, ao contrário do crômio e níquel, apresentou-se em elevadas concentrações em todos os córregos, e também com teores maiores nas áreas abertas (sem mata ciliar). Este fato está relacionado com o tipo de solo existente na região (Barreto, 1999) que é rica neste metal. Esses resultados apontam para a grande importância da preservação das matas ciliares no processo de filtragem e barragem de produtos lixiviados advindos de áreas com atividade agrícola.

Da mesma forma, a concentração e frequência de ocorrência de organoclorados nos córregos com atividade canavieira foram maiores se comparado com áreas preservadas e pastagens. Apesar disso, nos córregos situados em áreas preservadas, o composto Aldrin foi detectado em altas concentrações. Os organoclorados estão sujeitos a degradação no meio ambiente, e suas concentrações variam muito dependendo do composto de suas características e das condições ambientais. Esta classe de agrotóxicos foi, no passado, um grupo de compostos muito populares e utilizados principalmente como inseticidas, fungicidas para proteção de sementes e herbicidas (Brondi, 2000). Muitos destes compostos têm resistido à degradação ambiental por décadas e tendem a aparecer repentinamente no ambiente, tais como Aldrin e DDT (Ziulli, 1995). Apesar do uso de alguns destes compostos serem proibidos por lei, muitos são vendidos clandestinamente (Brondi, 2000).

O Aldrin esteve presente no sedimento de todos os córregos e em altas concentrações. Trata-se de um inseticida de classe toxicológica I (altamente tóxico) e com alta persistência no ambiente. Foi um composto muito utilizado na agricultura para o controle de pragas e cupins, lagartas e formigas cortadeiras. A presença de Aldrin nos sedimentos dos córregos com mata ciliar deve-se, provavelmente, ao fato da sua alta persistência no ambiente, e, possivelmente ao seu carreamento para dentro da água, através do processo de lixiviação do solo. Este composto tem sido amplamente reportado por muitos outros pesquisadores em sedimentos de córregos e lagos (Peláez-Rodríguez, 2001), além do solo e água (Rissato *et al.* 2004) demonstrando que se trata de um composto que parece ser comum nos corpos d'água na região.

Os resultados obtidos para o composto BHC (alfa, beta e delta) evidenciaram que os córregos com atividade canavieira no entorno apresentaram maiores quantidades e ocorrências desses compostos. As amostras P1 e P2 (áreas de pastagem) apresentaram valores baixos e com pouca ocorrência. Entretanto, as únicas amostras que estiveram isentas do composto BHC foram às amostras M1 e M3 que são respectivamente os córregos São Vicente e Fazzari, ambos situados em áreas com proteção das matas ciliares ou ao menos mata ciliar parcialmente impactada.

O composto Endrin, que pertence à classe toxicologia I (altamente tóxico), é um inseticida com uso freqüente nas culturas de cana-de-açúcar, algodão, milho e soja e possui efeitos tóxicos similares ao do Aldrin e Dieldrin (Peláez-Rodríguez, 2001). Embora os resultados demonstrem forte ligação do Endrin com os córregos junto ao cultivo da cana-de-açúcar, sua detecção em M1 (Córrego São Vicente, com mata ciliar parcialmente impactada), provavelmente esteja ligada às atividades agrícolas (canavieira) nas áreas mais altas, acima do local com mata ciliar, onde foi realizado o

estudo. Este resultado deixa claro o problema da atividade agrícola e conseqüente e freqüente supressão das matas ciliares para o aumento dessa atividade. Os dados obtidos para o composto Dieldrin, um inseticida com efeitos toxicológicos fortes confirmam os fatos mencionados anteriormente e, apesar de ter sido detectado em três córregos com atividade canavieira, apresentou a maior concentração em M1, Córrego São Vicente.

Os organoclorados Endosulfan I e II, juntamente com Diclorodifeniletano (DDT) e seus análogos (DDD, DDE) estiveram presentes de modo diferenciado nos córregos. O Endosulfan Sulfato, principal metabólito do Endosulfan I e II esteve presente em todos os córregos com altas concentrações e em maiores quantidades que os isômeros I e II. Esse fato pode ser esperado uma vez que os xenobióticos ao adentrar no ecossistema aquático sofrem vários processos físicos, químicos e biológicos, e ao longo desses processos, pode ocorrer degradação que resulta na formação do composto Endosulfan Sulfato. O Endosulfan é um inseticida-acaricida muito utilizado nas culturas de soja, algodão e café, e altamente tóxico ao meio ambiente (Del Grande & Rezende, 2003).

5.2. Nutrientes totais e dissolvidos na água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, temperatura da água e material em suspensão

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos (Margalef, 1983). Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação das proteínas. Quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de nitrogênio podem ser: a chuva ácida e o material orgânico e inorgânico de origem alóctone (Margalef, 1983). O nitrogênio pode estar

presente nos ambientes aquáticos sob as formas de nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e amônia (NH_3). Estes compostos são extremamente importantes para os organismos produtores, uma vez que representam sua única fonte de nitrogênio. Os valores desses elementos observados nos córregos foram baixos, considerados como de águas oligotróficas segundo a classificação de Vollenweider (1968) para lagos. Esses resultados confirmam estudos de outros autores para ambientes lóticos (Guereschi, 2004).

O fósforo total (fosfato) foi detectado em valores bem baixos ($<5 \mu\text{g/l}$) em todos os córregos, considerados como de água Ultra-oligotróficas, segundo a classificação de Vollenweider (1968) para lagos. O fósforo é muito importante, pois está envolvido em processos fundamentais dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia e estruturação da membrana celular (Margalef, 1983).

O oxigênio dissolvido é considerado uma das mais importantes variáveis limnológicas, tanto para a caracterização de ambientes aquáticos, quanto para a manutenção da vida aquática. Em ambientes lóticos, normalmente as concentrações de oxigênio são altas (Wetzel, 1983). Em decorrência da baixa profundidade e do movimento constante, os córregos apresentam, em geral, abundância de oxigênio, mesmo na ausência de plantas verdes (Odum, 2001). A temperatura da água é uma outra variável diretamente relacionada ao teor de oxigênio dissolvido, onde temperaturas elevadas ocasionam um decréscimo do oxigênio (Wetzel, 1983). Nos córregos aqui estudados, em geral o oxigênio dissolvido foi alto, exceto em 2 córregos situados em área de cultivo de cana-de-açúcar (C1 e C2) e outro em área de pastagem (P2). É possível que a ausência total de mata ciliar tenha contribuído para essa situação.

A condutividade elétrica é uma expressão numérica da água de conduzir corrente elétrica, a qual indica a quantidade de sais existentes no sistema. Portanto, é dependente das concentrações iônicas (Wetzel, 1983). Vários fatores como a geologia das áreas de drenagem dos efluentes, o regime de chuvas e a influência antrópica, à qual os sistemas são submetidos, influenciam a composição de íons dos sistemas aquáticos (Wetzel, 1983). No presente estudo, os valores obtidos de condutividade elétrica, nos 11 córregos, podem ser considerados baixos (inferiores a $18\mu\text{S}/\text{cm}$). No entanto, os menores valores foram obtidos para córregos de áreas não impactadas.

O pH é uma importante variável na avaliação da qualidade da água influenciada por processos biológicos e químicos dentro do corpo d'água. Os 11 córregos estudados pertencem à bacia do alto Jacaré-Guaçu, que drena solos de cerrado cujo pH é bastante ácido (Prado *et. al.*, 1981), do qual resultam águas com características ácidas. Os valores de pH nos córregos variaram, em geral, entre 6 e 8. Nos córregos situados em áreas com atividade canvieira, o pH apresentou valores mais alcalinos, este fato pode ser explicado pela prática comum da utilização de calcário no solo de cultivo desse vegetal, para “correção” do pH do solo.

O material em suspensão pode ser inorgânico, resultante da erosão das rochas ou solos, ou orgânico, que pode ser proveniente do sistema terrestre (alóctone), ou pela produção do próprio sistema aquático (autóctone). Os córregos estudados, principalmente os situados em áreas abertas, com atividade canvieira e pastagem, apresentaram maiores valores de material em suspensão. Este resultado obtido sugere que a ausência das matas ciliares propiciou a entrada desse material, principalmente pela origem alóctone no leito dos córregos.

O que se depreende dos resultados das análises da água aqui realizados é que os valores obtidos, exceto em algumas variáveis e alguns poucos córregos, não foram muito expressivos para indicar situações de stress ambiental.

Deve-se ressaltar que, para ambientes lóticos, análises dessa natureza, feitas no sedimento podem fornecer melhores indicativos de impactos, uma vez que na água esses nutrientes são difíceis de serem detectados.

5.3. Macroinvertebrados aquáticos

Entre as componentes mais significativas na determinação e estruturação das comunidades animais de sistemas lóticos de baixa ordem estão as matas ciliares, que fornecem cobertura e material alóctone na forma de restos vegetais (folhas, troncos, frutos, etc) que servem de recursos para numerosos invertebrados detritívoros. Numerosos estudos têm demonstrado o importante papel dessas matas no padrão de distribuição da fauna macrobentônica (Dudgeon, 1989; Cummins *et al.*, 1989; Bilby & Bisson, 1998; Sponseller *et al.*, 2001; Mosisch *et al.*, 2001; Ferreira-Peruquetti & Fonseca-Gessner, 2003; Benstead & Pringle, 2004). Bojsen & Jacobsen (2003) e Kay *et al.* (2001) demonstraram que em córregos situados em áreas abertas (sem mata ciliar) há um aumento na biomassa de perifiton, decorrente da maior incidência de luz e redução da quantidade de restos vegetais em decomposição. Estes córregos são habitados por uma fauna de macroinvertebrados mais homogênea e pobre, ao contrário dos córregos de áreas florestadas onde vive uma fauna mais rica e heterogênea.

Neste aspecto os resultados obtidos no presente estudo, nitidamente demonstraram a importância da presença da mata ciliar, que garantiu a maior variedade faunística nos córregos de mata, com exceção do Córrego São Vicente

(M1), parcialmente impactado, que mostrou perda de riqueza. Neste, a proximidade da cultura da cana-de-açúcar e a pequena faixa de mata ripária, sem dúvida, devem ter influenciado no empobrecimento da fauna.

Cummins *et al.* (1989), também apontaram a importância da vegetação ripária como um fator determinante do incremento de insetos fragmentadores. As larvas das famílias de Trichoptera (Calamoceratidae e Odontoceridae) e Diptera (Tipulidae), juntamente com as larvas fragmentadoras de alguns Chironomidae (*Stenochironomus* spp., *Endotribelos* spp. e *Oukuriella* sp.), foram exclusivas dos córregos de áreas preservadas. Outro aspecto que deve ser considerado é o tipo de vegetal presente nas adjacências do corpo d'água (plantas tipo C₃ ou C₄, conforme Odum, 1988). O estudo realizado por Clapcoot & Bunn (2003) apontou para maior quantidade de insetos fragmentadores em córregos situados em áreas com plantas do tipo C₃ (matas ciliares em geral) quando comparado com córregos situados em áreas com plantas do tipo C₄ (eg: cana-de-açúcar). Os autores sugerem que plantas do tipo C₄ apresentam um baixo valor nutricional para os invertebrados aquáticos. Outro aspecto relevante, já observado anteriormente, é a elevada participação de larvas de Libellulidae nos córregos das áreas de cana-de-açúcar (Ferreira-Peruquetti & Fonseca-Gessner, 2003).

Muitos dos córregos da região central do Estado de São Paulo estão localizados em áreas de Cerrado e apresentam leitos arenosos e baixa declividade, com baixa heterogeneidade ambiental e predomínio de larvas de Chironomidae (Roque & Trivinho-Strixino, 2001; Freire & Gessner, 2002). Este fato foi observado em todos os córregos estudados, inclusive nos de mata ciliar. Por causa da prevalência numérica de Chironomidae em todos os córregos houve a necessidade de maior discriminação dessa família em níveis taxonômicos menores, para melhor avaliar a influência da atividade agrícola. Os dendrogramas de similaridade claramente

comprovaram isto. Por outro lado, a grande concentração de larvas de *Chironomus* nos córregos situados em áreas com cana-de-açúcar e também nas áreas de pastagem, podem ser indicativas do impacto ambiental ocasionado por estas atividades. Como se sabe, as larvas de *Chironomus* são consideradas tolerantes à poluição por efluentes domésticos e industriais e possivelmente ao acúmulo de detritos orgânicos em áreas de remansos de córregos localizados em áreas desmatadas, existindo inúmeros relatos regionais desta ocorrência (Roque *et al.*, 2000; Peláez-Rodríguez, 2001; Corbi *et al.*, 2000; Kleine & Trivinho-Strixino, 2005).

A análise de agrupamentos aplicada para a fauna de macroinvertebrados aquáticos dos 11 córregos, evidenciou similaridade entre os corpos d'água localizados em áreas com atividade canavieira e pastagem, demonstrando que a ausência das matas ciliares parece ter sido o elemento fundamental na determinação da composição da fauna destes córregos e não apenas o tipo de uso do solo nas áreas adjacentes. Da mesma forma, o padrão diferenciado apresentado para a fauna do córrego São Vicente (M1) localizado em uma área com mata ciliar parcialmente impactada, sugere também que, o tamanho da faixa de mata ciliar no entorno dos córregos, juntamente com áreas de proteção das margens e com sombreamento do leito do corpo d'água, são também importantes na estruturação e composição da fauna de córregos.

O nível de resolução taxonômica é com certeza muito importante em estudos que se tem como objetivo avaliar impactos de diferentes manejos de solo sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos de córregos. A identificação de macroinvertebrados em nível de família parece ser razoável para se avaliar impactos em córregos, quando se trata de impactos muito grandes ou quando esses impactos são totalmente ausentes (Hewlett, 2000). No entanto, pudemos observar pela análise dos resultados obtidos nesse trabalho, para impactos provenientes de diferentes

manejos de solo (agricultura e pecuária), nota-se que a utilização de identificação dos macroinvertebrados apenas em nível de famílias pode levar a avaliações que mascarem os impactos. Em nossa região de estudo, os representantes da família Chironomidae por serem predominantes nos córregos, se identificados até níveis taxonômicos mais baixos, podem ser melhor indicadores dos impactos do que a simples utilização de macroinvertebrados identificados em nível de família. Nota-se que a combinação dos dois conjuntos (famílias de macroinvertebrados + táxons de Chironomidae) como ferramenta de avaliação resultou em informações mais precisas sobre o impacto de diferentes usos da terra em córregos.

6. Conclusões

- A concentração de metais totais e biodisponíveis foi mais elevada no sedimento dos córregos localizados em áreas com atividade canavieira. Esses valores foram significativamente maiores para os metais Cu e Zn. Os organoclorados, principalmente os diferentes tipos de BHC e Aldrin, apresentaram concentrações maiores em córregos situados em áreas adjacentes à atividade canavieira.
- Os córregos situados em áreas com mata ciliar preservada apresentaram maior riqueza faunística, da mesma forma, que seus componentes mais sensíveis (EPT-Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera).
- Quase todas as métricas utilizadas indicaram nitidamente as situações de stress ambiental nos córregos sem mata ciliares e localizados em áreas agrícolas. Digno de nota é a virtual ausência de fragmentadores nesses córregos e a maior proporção de larvas de *Chironomus* em relação aos demais componentes da família Chironomidae.
- Além disso, os índices bióticos utilizados (BMWP e IBB) evidenciaram qualidade da água boa a excelente para córregos situados em áreas com mata ciliar e ruim a péssima para os córregos situados em áreas agrícolas.
- A análise de agrupamentos delimitou dois grupos fanísticos: a fauna dos córregos situados em áreas de pastagem e com atividade canavieira e dos córregos de áreas bem preservadas.
- A análise de Mantel indicou que não existe uma correlação entre as três matrizes de dados, demonstrando que existem diferenças na utilização dos três níveis taxonômicos analisados.
- Neste estudo, a análise da estrutura comunitária considerando as espécies/morfotipos de Chironomidae juntamente com as demais famílias de macroinvertebrados, foi melhor para avaliação ambiental dos córregos.

7. Perspectivas

Com base nas informações obtidas, em estudos futuros pretende-se fazer uma avaliação da macrofauna de invertebrados aquáticos e da presença de metais Pb, Ni, Cr, Cd, Cu e Zn em diferentes sistemas lóticos de baixa ordem do Estado de São Paulo, englobando áreas preservadas (áreas controle) e áreas com atividade canavieira. Os estudos convergirão para as seguintes análises:

I: determinação das concentrações de metais Pb, Ni, Cr, Cd, Cu e Zn no sedimento dos córregos e verificação de possível influência sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos;

II: determinação da presença e do grau de contaminação desses metais em macroinvertebrados aquáticos pertencentes a 3 diferentes grupos tróficos: coletores (Chironominae), filtradores (Simuliidae) e predadores (Libellulidae);

III: determinação de mudanças temporais nas concentrações desses metais no sedimento e na fauna de macroinvertebrados, coincidentes com as 3 etapas do cultivo da cana-de-açúcar (ponto de corte, pós-corte e plantio).

8. Referências bibliográficas

- AGUIAR, L.H.; DE CORRÊA, C.F.; MORAES, G. Efeitos do pesticida organofosforado methyl parathion (Folidol 600^R) sobre o metabolismo e atividade de colinestrasas do teleosteo de água doce, *Brycon cephalus* (Matrinxã) (Günther, 1869). **Ecotoxicologia perspectivas para o século XXI**. Rima editora. São Carlos, p. 115-126, 2000.
- ALVES, F. Ministério do meio ambiente quer garantias na recuperação de áreas. **Saneamento Ambiental**, 48, p. 14-19, 1997.
- ANAYA, M. **Impacto de um represamento sobre a comunidade de invertebrados bentônicos do rio Mogi-Guaçu e de seu tributário, Rio do Peixe (SP, Brasil)**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 1997. 140 p.
- ANGELOTTI-NETTO A., CRESTANA S., DE OLIVEIRA S.C. & BARBOSA R.V.R. Metais pesados provenientes de atividade agrícola: formas, prevenção e controle. In: **Bacia Hidrográfica** (Eds Espíndola E.L.G & Wendland E.), pp. 1-14. Rima Editora, São Carlos. 2004.
- ARLEU, R.J. **Impacto ambiental da vinhaça sobre a entomofauna associada à cultura da cana-de-açúcar**. Piracicaba, ESALQ. Tese de Doutorado. 1992. 95p.
- ARMAS, E.D.; MONTEIRO, R.T.R.; AMÂNCIO, A.V.; CORREA, R.C.L.; GUERCIO, M.A. Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. **Quim. Nova**, 28, p. 975-982, 2005.
- ARRUDA, J.J.A. **História: moderna e contemporânea**, São Paulo: Ática, 1996. 472p.
- BARRETO, A. Dos S. **Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase da assimilação pelas comunidades biológicas e na sua quantificação no**

- sedimento e na água.** Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. USP. 276p.
- BATALHA, B. L.; PARLATORE, A. C.; **Controle da qualidade da água para consumo humano.** São Paulo, Cetesb. 1993.
- BENSTEAD J.P. & PRINGLE C.M. Deforestation alters the resource base and biomass of endemic stream insects in eastern Madagascar. **Fresh. Biol**, 49, p. 490-501. 2004.
- BILBY R.E. & BISSON P.A. **Function and distribution of large woody debris. River Ecologys and Management: Lessons from Pacific Costal Ecoregion.** (Eds. Naiman R.J & Bilby R.E). New York, 1998. 271p.
- BOJSEN B.H. & JACOBSEN D. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. **Archiv Für Hydrobiologie**, 158 (3): p. 317-342. 2003.
- BRANDIMARTE, A.L.. **Impactos limnológicos da construção do reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP, Brasil).** Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 1997. 97p.
- BRINCKHURST, R.O.; MARCHESE, M.R. **Guia para la identificacion de oligoquetos acuaticos continentales de sud y centroamerica.** Asociación Ciencias Naturales del Litoral. J. Maciá, 1933. Santo Tome (3016) – Argentina, 1991. 207p.
- BRONDI, S. H. G. **Determinação de multiresíduos de agrotóxicos de água de abastecimento de Araraquara (Ribeirão das Cruzes, Ribeirão das Anhumas e Córregos do Paiol).** Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo (USP). 2000. 133p.

- CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita. In Nessimian, J. L. & A. L. Carvalho (eds). **Ecologia de Insetos Aquáticos**. *Series Oecologia Brasiliensis*. Vol V. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. 1998.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de recursos hídricos**. Volume 6. N. 1. p. 71-78, 2001.
- CANTO, E. L.; **Minerais, Minérios e metais: de onde vem para onde vão?** Moderna, São Paulo.: 1997.
- CARVALHO FILHO, S.M. **Colheita mecanizada: desempenho operacional e econômico em cana sem queima prévia**. 2000. 108p. Dissertação (Mestrado). ESALQ, Piracicaba - SP.
- CARVALHO, L.C.C. Perspectivas da cultura de cana-de-açúcar para a década de noventa. Produção de cana-de-açúcar. In: CÂMARA, G.M. DE S; OLIVEIRA, E.A.M. **Produção de cana-de-açúcar**. Piracicaba: FEALQ, p. 1-17. 1993
- CLAPCOTT J.E. & BUNN S.E. Can C₄ plants contribute to aquatic food webs of subtropical streams? **Fresh. Biol**, 48, p. 1105-1116. 2003.
- CLETO-FILHO, S.E.N.; WALKER, I. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um Igarapé da Cidade de Manaus/AM – Amazônia Central. **Acta Amazônica**. 31 (1): p. 69-89, 2001.
- COLE, G.A. **Textbook of limnology**. The C.V. Mosby Company. 1979.
- COOPERCITRUS INFORMATIVO AGROPECUÁRIO. **A responsabilidade do setor agrícola na preservação da água**. Ano XIV – N° 164, p. 16.– Junho de 2000.

- CORBI J.J., TRIVINHO-STRIXINO S., DOS SANTOS A. & DEL GRANDE M.
Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Quim. Nova**, 29(1): p. 61-65, 2006.
- CORBI, J.J.; SAMPAIO, E.V.; DE RIBEIRO, V.R.; DOMINGOS, M.D.; FERRAZ FREIRE, C.; FERREIRA, P.S.; PELAEZ RODRÍGUEZ, M.; ROJAS, N.T.; STRIXINO, S.T. Levantamento preliminar da entomofauna aquática do centro nacional de pesquisa de peixes tropicais (CEPTA), **Bol. Téc. Cepta**, v.13, 2000.
- CUMMINS K.W., WILZBACH M.A., GATES D.M., PERRY J.B. & TALIAFERRO W.B. Shredders and Riparian Vegetation. **BioScience**, 39: p. 24-30. 1989.
- DANCE, K.W. & HYNES, H.B.N. Some Effects of Agricultural Land Use on Stream Insects Communities. **Environ. Poll. Ser. A** 22: p. 19-28. 1980.
- DE PAULA, F. C. F.; MOZETO, A. A. Biogeochemical evolution of trace elements in a pristine watershed at the Brazilian southeastern coast. **Applied Geochemistry**, 16, 1139, 2001.
- DEL GRANDE, M. Determinação de compostos organoclorados, pentaclorofenol, hexaclorobenzeno e bifenilas policloradas em água, sedimento e peixes da bacia do rio Piracicaba/SP. Dissertação de Mestrado (USP). 2001. 107p.
- DEL GRANDE, M.; REZENDE, M. O. O.; ROCHA, O. Distribuição de Compostos Organoclorados nas Águas e Sedimentos da Bacia do Rio Piracicaba/SP – Brasil. **Quim. Nova**, 26, p. 678-686, 2003.
- DOWNES, B.J.; LAKE, P.S.; SCHREIBER, E.S.G. Spatial variation of stream invertebrates: implications of patchiness for models of community organization. **Fresh. Biol.**, 30, p. 119-132, 1993.

- DUDGEON D. The influence of riparian vegetation on the functional organization of four Hong Kong stream communities. **Hydrobiologia**, 179: p. 183-194. 1989.
- FERREIRA-PERUQUETTI P. & FONSECA-GESSNER A.A. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre uso do solo e a riqueza faunística. **Revista Brasileira de Zoologia**, 20 (2): p. 219-224. 2003.
- FITTER, R.; FITTER, M. **The road to extinction**. IUCN, Gland and Cambridge, 1987.
- FONTOURA, A.P. **Manual de vigilância da qualidade das águas superficiais. Avaliação biológica da qualidade da água**. Instituto de zoologia. Faculdade de Ciências – Universidade do Porto. Porto – Portugal. 1985. 38p.
- FREIRE C.F. & FONSECA-GESSNER A.A. Larvas de Chironomidae (Diptera) na microbacia do Ribeirão Canchim, São Carlos, SP, Brasil. **Entomologia y Vectores**, 8(4): p. 417-429. 2002.
- GAZAGNES, G. & LAVILLE, H. Étude faunistique des Chironomidae (Diptera) de la Haute Neste d'Aure (Pyrénées Centrales): impact des aménagements hydroélectriques. **Annls. Limnol.** 21 (2): p. 149-159. 1985.
- GUERESCHI, R.M. & MELÃO, M.G.G. Monitoramento biológico da bacia hidrográfica do Rio Monjolinho pelo uso de macroinvertebrados bentônicos. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1997, São Carlos.V.1, p. 61-76. **Anais**.
- GUERESCHI, R.M. **Monitoramento biológico das microbacias hidrográficas da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP**. Tese de Doutorado (UFSCar). 2004. 79p.

- HEWLETT, R. Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, **19(2)**: p. 352-361. 2000.
- INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO AGROINDUSTRIAL. **Indicadores de desempenho da agroindústria canavieira – safra /97/98**. Ribeirão Preto, IDEA, 1998. 116p.
- JARDIM, W.F. A contaminação dos recursos hídricos por esgoto doméstico e industrial. **Quim. Nova**, v.15, p. 144-146, 1992.
- KAY W.R., HALSE S.A., SCANLON M.D. & SMITH M.J. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zone of southwestern Australia. . **J. N. Am. Benthol. Soc.**, **20(2)**: p. 182-199. 2001.
- KELLERT, S.R. Values and perspectives of invertebrates. **Conservation Biology**. 1993, v. 7, Nº 4.
- KIRBY, P. **Habitat management for invertebrates: practical handbook**. Royal Society for protection of Birds, Sandy, Bedfordshire, 1992.
- KLEINE P. & TRIVINHO-STRIXINO S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnol. Bras.**, 17 (1): p. 81-90. 2005.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GSASSHOFF, K. (ed.). **Methods of seawater analysis**. Verlag Chemie Weeihein, p. 117.181. 1976.
- LIMA, N. R. W. Análise dos níveis de metais pesados no sistema hídrico da Estação Ecológica de Jataí, SP. **Acta Limnol. Bras.**, 3, p. 1001-1021. 1990.

- LOYOLA, R.G.N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. Vitória-ES. In: V SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. 10 a 15 de outubro de 2000. **Anais**.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J. & TALLING, J.F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Freshwater biological association scientific publication, nº 36. Kendal: Titus Wilson and sons Ltda, 1978. 117p.
- MAITLAND, P.S. The distribution of zoobenthos and sediments in Loch Leven, Kinross, Scotland. **Arch. Hydrobiol.**, 85 (1): p. 98-125, 1979.
- MANTEL, N. The detection of disease clustering and generalized regression approach. **Cancer Research**, 27: p. 209-220, 1967.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona. Omega ed. 1983. 1019p.
- MARTINS, S.J. **Recuperação de matas ciliares**. Editora Conceito, 2001, 90p.
- MASSABNI, A.C.; MELNIKOV, P.; CUIN, A.; CORBI, P.P. & CORBI, J.J. O Cádmiu, e seus efeitos no homem e no meio ambiente. **Jornal de Bioquímica Médica**, 11, p. 5-7, 2002.
- MERRIT R.W. & CUMMINS K.W. **An introduction to aquatic insects of North America**. Kendall-hunt, Dubuque, Iowa, USA. 1996.
- METCALFE, J.L. Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present status in Europe. **Environ. Pollut.** 60: p. 101-139. 1989.
- MEYBECK, M. & HELMER, R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. **Water quality assessment**. Cambridge University Press. 2002. 585p.
- MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; PETERSEN, R.C.; CUSHING, C.E.; BRUNS, D.A.; SEDDEL, J.R. & VANNOTE, R.L. Developments in stream ecosystem theory. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 42: p. 1045-1055, 1985.

- MOSISCH T.D., BUNN S.E. & DAVIES P.M. The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. **Fresh. Biol**, 46, p. 1269-1278. 2001.
- NEGREIROS, S. CETESB conclui inventário e prepara plano de ação, **Saneamento Ambiental**, n. 46, p. 30-34, 1997.
- NERY, M.S. **Desempenhos operacional e econômico de uma colhedora em cana crua**. 108p. Dissertação (Mestrado). ESALQ, Piracicaba – SP. 2000
- NEW, T.R **An introduction to Invertebrate Conservation Biology**. Oxford Science Publications, 1995. 194p.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. 1988. 434p.
- ODUM, E.P. **Fundamentos de Ecologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, 2001. 927p.
- OLIVEIRA, R.M.S.; TORNISIELO, V.L. Determinação de resíduos organoclorados no leite bovino na bacia do Cerveiro, Piracicaba, SP. In: **VI Encontro de Ecotoxicologia**, pg. 95. 2000. Anais.
- OMETO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLISTER, M.V.; GESSNER, A.; KRISCHE, A.V.; VICTORIA, R.L. The effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates rates in two streams of the Piracicaba river basin South-east Brazil. **Fresh. Biol.** 44:(2) p. 327-337, 2000.
- PELÁEZ-RODRÍGUEZ M. **Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçú – SP (Ribeirão do Feijão e Rio Monjolinho) através de variáveis Físicas, Químicas e Biológicas**. Universidade de São Paulo (USP), 144 pp. 2001.
- POSTMA, J.F.; KYED, M.; ADMIRAAL, W. Site specific differentiation in metal tolerance in the midge *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae). **Hydrobiologia**, 315: p. 159-165, 1995.

- PRADO, H.; OLIVEIRA, J.B.; ALMEIDA, C.L.F. **Levantamento pedológico semi-detalhado do Estado de São Paulo. Quadrícula de São Carlos.** Impressão Aerofoto Cruzeiro, Rio de Janeiro. Mapa 1:100:000. 1981.
- RESH, V.H.; NORRIS, R.H.; BARBOUR, M.T. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. **Australian Journal of Ecology.** 20: p. 108-121, 1995.
- RICHARDS, C.; JOHNSON, L.B.; HOST, G.E. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 53: p. 295-311, 1996.
- RICHARDS, C; HOST, G.E. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. **Water Resour. Bull.** 30: p. 729-738, 1994.
- RISSATO, S. R.; LIBÂNIO, M.; GIAFFERIS, G. P.; GERENUTTI, M.
Determinação de Pesticidas Organoclorados em Água de Manancial, Água Potável e Solo na Região de Bauru (SP). **Quim. Nova**, 27, p. 739-744. 2004.
- ROCHA, J.C.; OLIVEIRA, S.C.; SANTOS, A. Recursos hídricos – Noções básicas sobre o desenvolvimento do saneamento básico. **Saneamento Ambiental**, n.39, p. 36-46, 1996.
- ROLDÁN-PÉREZ, G. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia.** Bogotá, Colombia. Editorial Presencia Ltda. 1988. 217p.
- ROQUE F.O. & TRIVINHO-STRIXINO S. Benthic macroinvertebrates in mesohabitats of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos-SP **Acta Limnol. Bras.**, 13 (2): p. 69-77. 2001.
- ROQUE F.O., CORBI J.J. & TRIVINHO-STRIXINO S. Considerações sobre o uso de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de Córregos do Estado de São Paulo. In: **Ecotoxicologia perspectivas para o século**

- XXI** (Eds Espíndola E.L.G., Paschoal C.M.R.B., Rocha O, Bohrer M.B.C. & Neto A.L.O.), pp. 115-126. Rima Editora, São Carlos. 2000.
- ROQUE, F.O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Fragmentação de habitats nos córregos do parque estadual do Jaraguá (SP): possíveis impactos na riqueza de macroinvertebrados e considerações para a conservação *in situ*. In: **II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, 2000, v.3. Anais.
- ROSENBERG, D.M. Freshwater biomonitoring and Chironomidae. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**. 26: p. 101-122, 1992.
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York : Chapman & Hall, 1993. 488p.
- SANTOS, A. **Distribuição de metais no reservatório de captação de água superficial Anhumas Américo Brasiliense – SP**. USP. 1999. 147p. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo.
- SILVEIRO, P. F. Participação, biodisponibilidade e toxicidade de metais pesados a organismos bentônicos em sedimentos. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), 2000.
- SIQUEIRA, G.W.; BRAGA, E.S. Avaliação da dinâmica e da biodisponibilidade de Zn, Ni, Co e Pb para a biota a partir de sedimentos da plataforma continental do Amapá, Nordeste da Amazônia. **Ecotoxicologia perspectivas para o século XXI**. Rima editora. São Carlos, p. 115-126, 2000.
- SPONSELLER R.A., BENFIELD E.F. & VALETT H.M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrates communities. **Fresh. Biol**, **46**, p. 1409-1424. 2001.
- STANFORD, J.A., WARD, J.V. **Insect species diversity as a function of environmental variability and disturbance in stream systems**. p. 265-278. In

- Barnes, J.R. & Minshall, G.W. (eds). Stream ecology application and testing of general ecological theory. Plenum press, New York. 1983.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose de gêneros**. São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1995. 227p.
- TSCHÖPEL, P.; KOTZ, L.; SHULZ, W.; VEBER, M.; TÖLG, G. Zur Ursache und vermeindung systematischer fehler bei elementbestimmungen in wäbrigen lösungen im ng/ml – und pg/ml. **Fresenius Journal Analytical Chemistry**, 302, p. 1-14, 1980.
- VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Mar. Chemistry**. V.10, p. 1109-1122, 1981.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. & CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Can.J.Fish.Aquat.Sci.**, 37: p. 130-137, 1980.
- VOLLENWEIDER, R.A. Scientific Fundamentals of the Eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as factors in Eutrophication. Paris Rep. Organization for Economic cooperation and Development. 1968. 192p.
- WEBER, R. Sistemas costeiros e oceânicos. **Quim. Nova**, v.15, n.2, p. 137-143, 1992.
- WETZEL, R.G. **Limnology**. Philadelphia. Sawders ed. 1983. 743p.
- WIEDERHOLM, T. (ed.), **Chironomidae of the Holartic region: Keys and diagnoses**. Part 1 – Larvae. Entomologica Scandinavica Supplement 19, 1983. 457p.

- WIEDERHOLM, T. Bottom fauna as an Indicator of Water quality in Sweden's Large Lakes. **Ambio** 2(4): p. 107-110. 1973.
- WINNER, H.E.; BOESEL, M.W.; FARRELL, M.P. Insect Community Structure as an Index of Heavy-Metal Pollution in Lotic Ecosystems. **Can.J.Fish.Aquat.Sci.** 37: p. 647-655. 1980.
- WRIGTH, J.F.; FURSE, M.T.; ARMITAGE, P.D.; MOSS, D. New procedures for identifying running-water sites subject to environmental stress and for evaluating sites for conservation, based on the macroinvertebrates fauna. **Arch. Hydrobiol.** 127 (3): p. 319-326, 1993.
- ZIOLLI R.L., BARRETO A.S. & JARDIM W.F. (1995) Estudo Preliminar da Composição da Água de Chuva na Região de Campinas – SP. In: **18ª Reunião anual da Sociedade Brasileira de Química e 7º encontro Brasileiro de fotoquímica e fotobiologia.** Anais.